

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LIGIA FERREIRA GRANJA DA LUZ

**CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DAS PROPRIEDADES BIO-ÓPTICAS DA BAÍA DE
PARANAGUÁ, DURANTE UM EPISÓDIO NO VERÃO DE 2016**

PONTAL DO PARANÁ

2016

LIGIA FERREIRA GRANJA DA LUZ

**CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DAS PROPRIEDADES BIO-ÓPTICAS DA BAÍA DE
PARANAGUÁ, DURANTE UM EPISÓDIO NO VERÃO DE 2016**

Monografia apresentada como
requisito parcial à obtenção do título de
Oceanógrafo, Curso de Oceanografia,
Setor de Ciências da Terra,
Universidade Federal do Paraná.

Orientadores: Prof. Dr. Mauricio
Almeida Noernberg e Prof. Dr. Luiz
Mafra Jr.

PONTAL DO PARANÁ

2016

RESUMO

A cor da água é uma fonte útil de informações sobre algumas propriedades químicas, físicas e biológicas dos oceanos. As regiões costeiras são mais complexas que águas de regiões oceânicas, pois suas características ópticas variam em função de diversos componentes opticamente ativos (COAs), como a matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM), os detritos e o fitoplâncton. Entender como os diferentes componentes ópticos da água alteram o caminho da radiação solar incidente, através do retroespalhamento e absorção, é essencial para o uso eficiente das observações de cor do oceano por meio do sensoriamento remoto. Este estudo visa caracterizar a variabilidade espacial das propriedades bio-ópticas da Baía de Paranaguá, a partir de dados *in situ* obtidos no verão de 2016. Amostras de água superficial foram coletadas e analisadas; os COAs através de espectrofotometria, o material particulado em suspensão (MPS), por medidas gravimétricas, a clorofila-*a* e pigmentos acessórios, através de HPLC, além de contagem e taxonomia de fitoplâncton. Perfis verticais de CTD e fluorescência da clorofila também foram realizados, com o intuito de mensurar os parâmetros ambientais da coluna d'água. A Baía de Paranaguá no verão de 2016 se mostrou parcialmente estratificada. As maiores concentrações de MPS foram observadas na desembocadura da Baía. A origem do CDOM foi atribuída à drenagem continental, com maiores concentrações no interior da Baía e nas regiões de manguezais. A concentração da clorofila-*a* apresentou padrão de distribuição relacionado com a estratificação salina e entre os grupos de microfitoplancton analisados, a *Skeletonema costatum* ocorreu em abundância, sendo significativamente relacionada ao pigmento acessório Fucoxantina. A clorofila-*b* foi o pigmento acessório com maior abundância relativa entre os pigmentos apresentados, sendo sua ocorrência atribuída a células de clorófitas. A dinâmica de distribuição espacial dos COAs foi influenciada diretamente pelos processos hidrodinâmicos, sendo a precipitação a principal força atuante durante o período estudado.

Palavras-chave: constituintes opticamente ativos, fitoplâncton, pigmentos acessórios, CDOM, MPS.

ABSTRACT

The color of water is a useful source of information about some of the chemical, physical and biological properties of the oceans. Coastal regions are more complex than waters of oceanic regions because their optical characteristics vary in function of several optically active components (COAs), such as colored dissolved organic matter (CDOM), debris and phytoplankton. Understanding how the different optical components of water alter the path of incident solar radiation through backscattering and absorption is essential for the efficient use of ocean color observations through remote sensing. This study aims to characterize the spatial variability of the bio-optical properties of the Bay of Paranaguá, based on *in situ* data obtained in the summer of 2016. Surface water samples were collected and analyzed; The COAs through spectrophotometry, suspended particulate matter (MPS), gravimetric measurements, chlorophyll-*a* and accessory pigments, through HPLC, as well as phytoplankton counting and taxonomy. Vertical profiles of CTD and chlorophyll fluorescence were also carried out, in order to measure the environmental parameters of the water column. The Paranaguá Bay in the summer of 2016 was partially stratified. The highest concentrations of MPS were observed at the mouth of the Bay. The origin of the CDOM was attributed to continental drainage, with higher concentrations in the interior of the Bay and in the mangrove regions. The concentration of chlorophyll-*a* presented a distribution pattern related to salt stratification and among the analyzed microphytoplankton groups, *Skeletonema costatum* occurred in abundance, being significantly related to the accessory pigment Fucoxanthin. The chlorophyll-*b* was the accessory pigment with higher relative abundance between the presented pigments, being its occurrence attributed to cells of *clorofíceas*. The dynamics of spatial distribution of COAs was directly influenced by hydrodynamic processes, with precipitation being the main force during the studied period.

Key-words: Optically active constituents, phytoplankton, accessory pigments, CDOM, MPS.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
1.1. OBJETIVO.....	13
1.1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
 2. ÁREA DE ESTUDO	 14
 3. MATERIAIS E MÉTODOS	 17
3.1. CAMPANHA AMOSTRAL.....	17
3.2. PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS	18
3.2.1. Constituintes Opticamente Ativos	18
3.2.2. Clorofila- <i>a</i> e pigmentos acessórios por HPLC	20
3.3. ANÁLISE QUANTITATIVA DE FITOPLÂNCTON.....	21
3.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	22
 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	 23
4.1. VARIÁVEIS AMBIENTAIS	23
4.3. COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS	33
4.4. FITOPLÂNCTON E PIGMENTOS.....	38
 5. CONCLUSÕES.....	 50
 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	 51

1. INTRODUÇÃO

A água do mar é uma mistura complexa de diversos materiais dissolvidos e particulados, de origem orgânica ou inorgânica. A luz incidente na coluna d'água interage de diferentes maneiras com estes materiais, dependendo de sua concentração e natureza, o que resulta em características ópticas únicas. Esses materiais são conhecidos como Componentes Opticamente Ativos (COAs) e são responsáveis por modificar o estado bio-óptico da água do mar (KIRK, 2011).

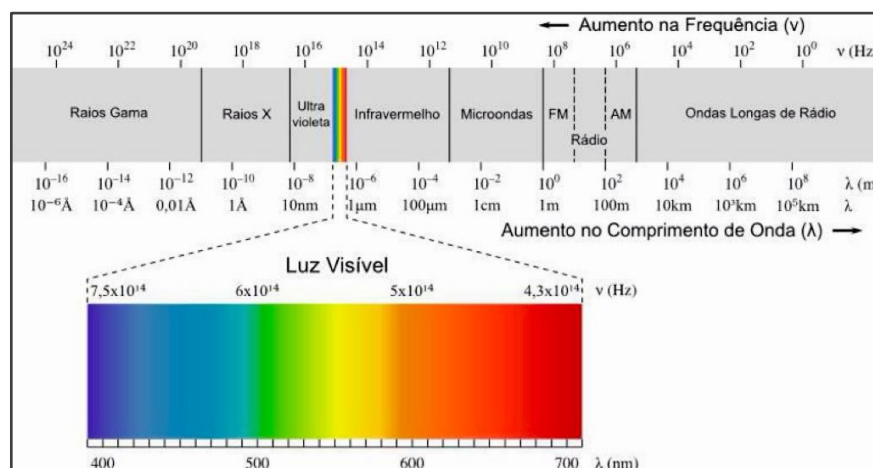
A presença desses constituintes na coluna d'água é responsável por modificações na cor da água do mar, pois eles absorvem ou espalham seletivamente a luz incidente. Este fato torna a cor da água uma fonte útil de informações sobre algumas propriedades químicas, físicas e biológicas dos oceanos (KAMPEL; NOVO, 2005). Uma das principais e mais crescentes aplicabilidades do uso de sensores remotos na oceanografia está relacionado ao conceito de “cor da água”, que se refere à assinatura espectral da água na faixa da luz visível (entre cerca de 400 e 700 nm) (FIGURA 1.1) e varia em função da composição e concentração desses constituintes bio-ópticos (SOUZA, 2005).

O conceito de estado bio-óptico de corpos d'água foi introduzido por Smith e Baker (1978), e buscava representar uma medida do efeito dos processos biológicos nas propriedades ópticas de águas naturais. O termo refere-se às medidas da variação no campo luminoso dentro dos corpos d'água, que são consequência direta das interações entre a radiação eletromagnética e os componentes biológicos presentes no meio. Entender como essas propriedades se comportam e como são afetadas pelos processos dinâmicos locais, é fundamental para o desenvolvimento de modelos ópticos regionais usados no sensoriamento remoto.

A análise do estado bio-óptico da água pode ser realizada com o uso de sistemas de sensores passivos, capazes de monitorar o fluxo de radiação que chega aos seus detectores em diferentes comprimentos de onda (λ), nas faixas do visível e infravermelho próximo do espectro eletromagnético (FIGURA 1). Esses sensores podem ser instalados em satélites, aeronaves, ou qualquer outra plataforma remota. Eles operam durante o dia e sua fonte de energia é o próprio sol, cujos fótons podem seguir

caminhos diferentes antes de alcançarem o detector remoto (KAMPEL; NOVO, 2005). O sinal detectado pelo sensor é formado pela luz solar na faixa do visível, que interage com partículas presentes na atmosfera e na água em sua trajetória descendente em direção à superfície do mar, e depois também em sua trajetória ascendente em direção aos sensores remotos. Conforme esta luz penetra na coluna d'água, ela pode sofrer atenuação devido à absorção, espalhamento ou retroespalhamento pelas moléculas de água e pelo material dissolvido e particulado, até alcançar o fundo marinho, ou ser completamente dissipada (IOCCG, 2000).

FIGURA 1 – ESPECTRO ELETROMAGNÉTICO. O ESPECTRO ELETROMAGNÉTICO REPRESENTA TODO O CONJUNTO DE COMPRIMENTOS DE ONDA (λ) CONHECIDOS, QUE VÃO DESDE OS RAIOS GAMA ATÉ ONDAS DE RÁDIO. O FLUXO DE RADIAÇÃO CAPTADO PELOS SENSORES PASSIVOS SE ENCONTRA NA FAIXA DO VISÍVEL E INFRAVERMELHO PRÓXIMO.



FONTE: Peter Hermes Furian / Shutterstock.com

Em geral, as águas dos estuários são biologicamente mais produtivas do que as dos rios e do oceano adjacente, graças a características como (i) a baixa profundidade, que favorece a relação entre a coluna d'água e os sedimentos; (ii) a alta disponibilidade de energia proveniente da variação das marés e dos gradientes de densidade, que são gerados pela entrada de água do mar; além da (iii) grande quantidade de material de origem antrópica que chega ao sistema, aumentando a carga de nutrientes (MIRANDA et al., 2002). Em conjunto, estas características estimulam a produção primária (e secundária) nesses corpos de água e, na maioria das vezes, acentuam/aceleram um processo de eutrofização (TORNÉS et al., 2014). Assim, a resposta espectral dessas

águas, classificadas como águas do “Caso 2”, são mais complexas se comparadas com águas classificadas como “Caso 1”, as águas oceânicas (MOREL; PRIEUR, 1977). Nas águas do Caso 1, os constituintes opticamente ativos variam em função da diversidade e abundância do fitoplâncton, enquanto as águas do Caso 2 são caracterizadas por três componentes principais (matéria orgânica colorida dissolvida, detritos e fitoplâncton), além da água pura, que variam de forma não linear e independente dos demais.

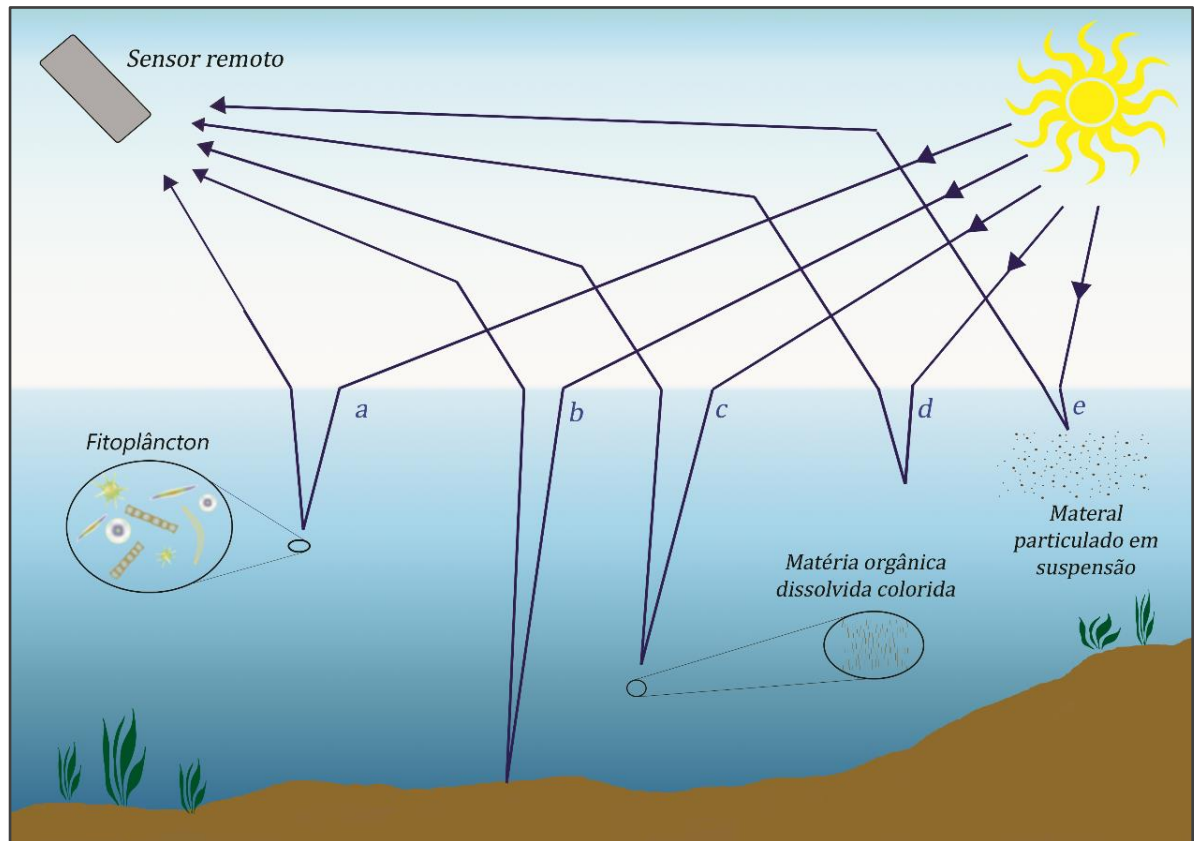
Os COAs são representados pelo coeficiente espectral de absorção da água $a(\lambda)$, e em ambientes aquáticos do Caso 2, é subdividido em quatro parâmetros principais (FIGURA 2):

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{CDOM}(\lambda) + a_{NAP}(\lambda) + a_{\phi}(\lambda) \quad \text{Eq. 1}$$

sendo a_w o coeficiente de absorção da água pura, a_{CDOM} da matéria orgânica dissolvida colorida, a_{NAP} dos sedimentos em suspensão e a_{ϕ} do fitoplâncton (PRIEUR; SATHYENDRANATH, 1981; ROESLER et al., 1989; CARDER et al., 1991).

A matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM, do inglês *Colored Dissolved Organic Matter*) é composta principalmente por ácidos húmicos e fúlvicos (KIRK, 2011), e produzida a partir da decomposição da matéria orgânica, que pode ser resultante da produção biológica local (autóctone) ou da entrada direta de material terrestre no sistema aquático (descarga de rios) (alóctone) (CHEN et al., 2004). Vale ressaltar que o CDOM desempenha um papel importante no ciclo do carbono (COBLE, 2007), uma vez que este absorve de maneira eficiente os comprimentos de onda curtos da radiação solar, ajudando a proteger o fitoplâncton e outros organismos aquáticos de danos induzidos por radiação UV-B (JERLOV, 1968; KARENTZ & LUTZE, 1990). Por outro lado, o CDOM compete com o fitoplâncton pela radiação na região do visível, que é utilizada no processo de fotossíntese, podendo resultar em uma redução da produção primária (XIE et al., 2012).

FIGURA 2 – COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS (COA) PRESENTES NA COLUNA D'ÁGUA, QUE INFLUENCIAM A RADIAÇÃO QUE CHEGA AO SENSOR REMOTO. (A) FITOPLÂNCTON; (B) FUNDO; (C) MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA COLORIDA; (D) MOLÉCULAS DE ÁGUA; (E) MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO.



FONTE: ADAPTADO DE IOCCG (2000).

Os detritos (NAP, do inglês *Non-Algal Particles*) correspondem ao material particulado orgânico e inorgânico, exceto o fitoplâncton (IOCCG, 2000). Sua origem está ligada a carreamento de minerais provenientes de solos e rochas, ocorridos a partir da ação do vento ou da chuva (SINGER; DUNNE, 2006). Em regiões costeiras e de baías, a ação das ondas, correntes e atividades antrópicas (como a dragagem) podem, ainda, ressuspender sedimentos de fundo, aumentando a quantidade de detritos presentes na zona eufótica e modificando significativamente a característica espectral do local.

O fitoplâncton (ϕ) é um componente importante no ciclo global do carbono e forma a base da cadeia alimentar dos oceanos (IOCCG, 2000). Sua abundância é, muitas vezes, inferida através da concentração de seu principal componente, a clorofila-*a* (CULLEN, 2006). No entanto, é importante reconhecer que a clorofila-*a* coexiste com um

grande número de pigmentos acessórios, que também podem capturar a radiação luminosa e transforma-la em energia eletroquímica. Os pigmentos algais variam em características e estrutura, fazendo com que cada classe de microalgas integrantes do fitoplâncton interaja de forma diferente com a luz, dependendo da composição (perfil pigmentar) e abundância relativa de seus pigmentos. As informações sobre esses pigmentos podem melhorar a compreensão sobre a diversidade de algas e composição taxonômica local. Uma vez que, alguns pigmentos são biomarcadores únicos para determinadas classes de microalgas e, assim, característicos de regiões e épocas em que tais organismos são dominantes. O pigmento acessório aloxantina, por exemplo é encontrado em abundância em Cryptophyta, zeoxantina em cianobactérias e peridina em parte das espécies de dinoflagelados (JEFFREY et al., 1997; MACKEY et al., 1996). Além disso, o estudo da distribuição dos pigmentos acessórios pode fornecer uma ferramenta única para monitorar florações de algas, se a relação sazonal e regional entre taxas específicas de pigmentos e abundância de células for bem compreendida (PAN et al., 2000). Um dos principais objetivos em sensoriamento remoto da cor do oceano tem sido o de caracterizar a distribuição das concentrações de pigmentos acessórios e, assim, melhorar a estimativa de produção primária e biomassa fitoplanctônica obtida por meio dos modelos utilizados atualmente (IOCCG, 1999; MCCLAIN, 2009).

LEE et al. (2010) indica que o registro de observações da cor da água a longo prazo (escala de décadas) é necessário para deduzir as tendências das propriedades biogeoquímicas, que, por sua vez, podem fornecer informações acerca do estado do clima e dos oceanos. Consequentemente, medidas confiáveis, consistentes e de longo prazo de tais propriedades são parte importante do monitoramento dos oceanos. O sucesso em se estimar os parâmetros de cor da água através de sensoriamento remoto depende, primeiramente, de uma caracterização robusta das variabilidades das propriedades bio-ópticas regionais, sobretudo em regiões costeiras e estuarinas.

Estuários são ecossistemas de transição entre o oceano e o continente. São sistemas complexos que sofrem constante influência humana, tornando-os ambientes altamente vulneráveis. As regiões costeiras são densamente povoadas e a expansão populacional nas cidades próximas coloca em risco o desenvolvimento sustentável desses ambientes (MIRANDA et al., 2002). Eles são importantes locais de reprodução,

alimentação e desenvolvimento de espécies marinhas e fluviais (DAY Jr. et. al, 1989). Sua hidrodinâmica é regulada principalmente pelas forçantes de maré, pluviosidade, geomorfologia e vazão dos rios adjacentes (DAY Jr. et. al, 1989). Esses fatores fazem com que cada estuário seja único em suas características físicas, químicas e biológicas.

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) é um dos sistemas estuarinos mais importante do sul do Brasil; reunindo em seu envoltório o Porto de Paranaguá, aproximadamente 155.000 hab., diferentes unidades de conservação e a maior área contínua de mata Atlântica do Brasil. Abrange mais de 500 Km² de superfície de água e mais de 3800 Km² de bacias hidrográficas (NOERNBERG et al., 2006), onde atividades como pesca, turismo, aquicultura, agricultura e logística portuária interagem. Desta forma, torna-se essencial uma melhor compreensão dos processos biológicos que ocorrem nesse complexo sistema, de grande importância econômica e ecológica.

A problemática envolvida no estudo da cor do oceano por meio dos COAs está diretamente relacionada à própria dinâmica complexa dos sistemas estuarinos. Entender como os diferentes componentes ópticos da água alteram o caminho da radiação solar incidente, através do retroespalhamento e absorção, é essencial para o uso eficiente das observações de cor do oceano por meio do sensoriamento remoto. Nesse contexto, faz-se necessário um estudo *in situ* caracterizando espacialmente as propriedades bio-ópticas da Baía de Paranaguá, para que assim seja possível estimar essas propriedades através de dados de sensoriamento remoto.

1.1. OBJETIVO

Este estudo tem como objetivo caracterizar a variabilidade espacial das propriedades bio-ópticas da Baía de Paranaguá, a partir de dados coletados *in situ*, em uma campanha amostral durante o verão de 2016, ao longo de um transecto Leste-Oeste na Baía de Paranaguá, PR.

1.1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Descrever e analisar a variabilidade espacial dos (das):

- Variáveis ambientais (e.g. pluviosidade, vento, salinidade, temperatura da água, turbidez, MPS) que possam influenciar nos parâmetros bio-ópticos da água da Baía de Paranaguá;
- Constituintes opticamente ativos a partir de amostras de água coletadas *in situ*;
- Abundância e composição específica do fitoplâncton;
- Concentrações de clorofila-*a* e pigmentos acessórios de origem fitoplanctônica ao longo da Baía.

2. ÁREA DE ESTUDO

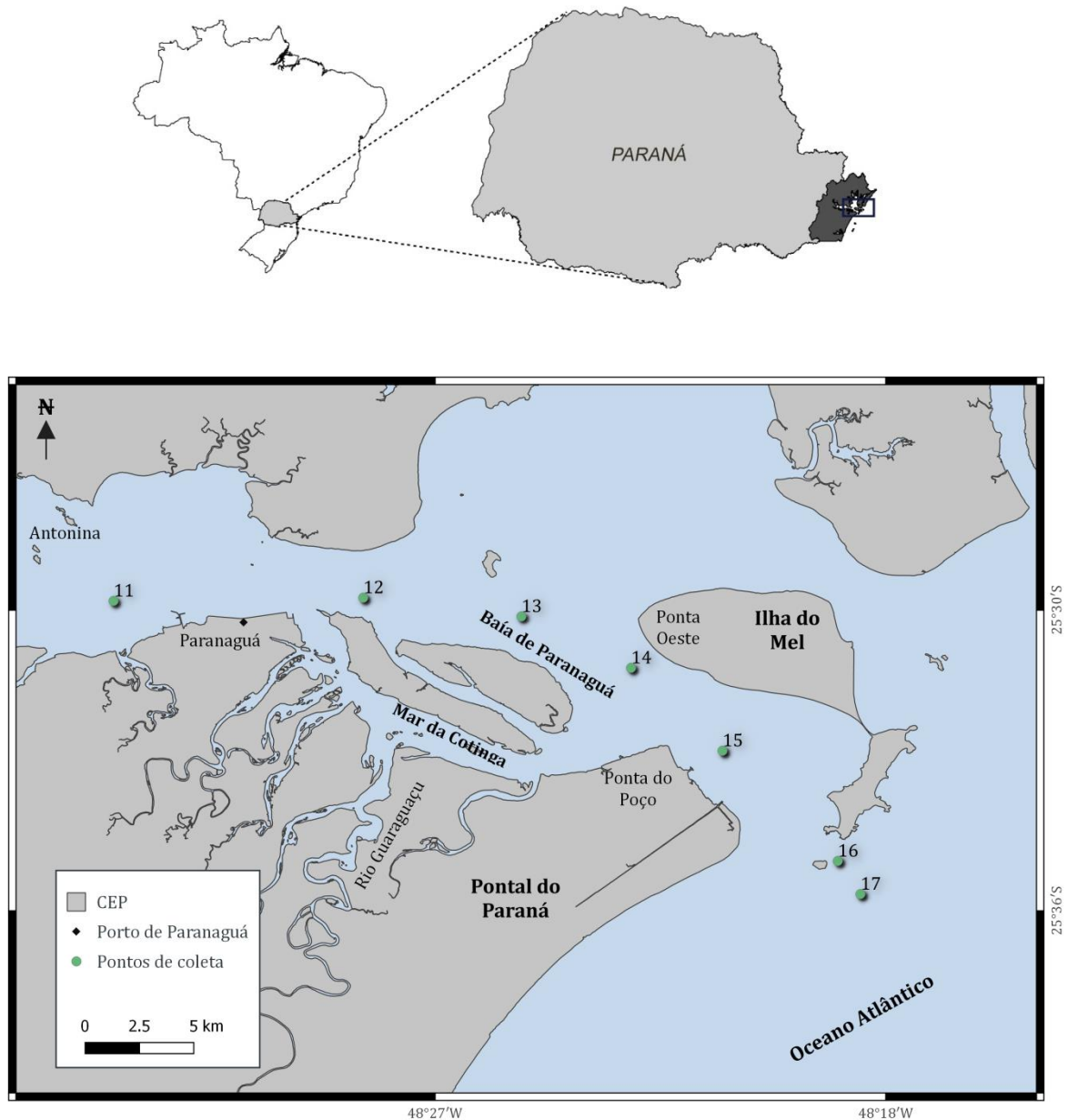
O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) se localiza na porção centro-norte do litoral do Paraná, na região sul do Brasil. Ele é formado por dois eixos principais, definidos de acordo com os limites das subregiões de drenagem continental, totalizando uma área de cerca de 550 km² (NOERNBERG et al., 2006). Na direção Leste-Oeste, localizam-se as baías de Antonina e Paranaguá, enquanto o eixo Norte-Sul é composto pela baía das Laranjeiras e por cinco enseadas menores (Itaqui, Medeiros, Benito, Guaraqueçaba e Pinheiros) (MIZERKOWSKI et al., 2012).

Seu clima é caracterizado como úmido subtropical, com temperatura média anual acima de 22 °C, e precipitação média anual acima de 3000 mm, dividido entre dois períodos sazonais principais – a estação chuvosa (outubro a março) e a estação menos chuvosa (abril a setembro).

A bacia de drenagem da região é complexa, com uma densidade que pode chegar a cerca de 2 rios.km⁻² (NOERNBERG et al., 2006). Grande parte da descarga de água doce, que pode chegar a média anual de 200 m³.s⁻¹ (MARONE et al. 2005), provém de seis rios principais: Cachoeira, Nhundiaquara, Guaraguaçu, Faisqueira, Sagrado e Cacatu (em ordem decrescente de vazão) (PAULA & CUNICO, 2007).

Além da intrincada bacia de drenagem, o CEP possui extensas áreas de manguezais, cobrindo uma superfície de aproximadamente 246 Km² (NOERNBERG et al., 1997) nas áreas contíguas às baías, que fornecem considerável aporte de detritos e matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM), de origem terrígena (REBELLO & BRANDINI, 1990). No verão, há um excedente hídrico com alto potencial de gerar erosão pela chuva, transportando ainda mais material particulado e dissolvido para o estuário.

FIGURA 4 - MAPA DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP). OS PONTOS NO MAPA INDICAM AS ÁREAS DE COLETA AO LONGO DO EIXO LESTE-OESTE DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ (CEP).



FONTE: A AUTORA (2016)

A variabilidade sazonal da precipitação no CEP afeta diretamente os processos biogeoquímicos e hidrodinâmicos (MARONE & CAMARGO, 1994; MARONE et al. 2005). No período chuvoso, o maior aporte de água doce favorece um maior aporte de nutrientes, a partir da descarga fluvial, que são incorporados pelo fitoplâncton. O

período mais chuvoso recebe forte influência das águas subantárticas no inverno, mais ricas em nutrientes, aumentando as taxas de produção primária (BRANDINI et al., 1997).

Os valores de concentração de clorofila-*a* variam das regiões mais externas da Baía de Paranaguá para as regiões mais internas, sendo que a região da desembocadura possui valores que variam de 1 a 4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, devido à forte influência das águas costeiras. As regiões mais internas são influenciadas pela drenagem continental, possuem pouca renovação da água e por se tratarem de áreas protegidas, próximas à manguezais, possibilitam um maior acúmulo de clorofila-*a* na coluna d'água, com concentrações de 10 a 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (BRANDINI, 1985 b; BRANDINI et al., 1988; THAMM, 1990).

A Baía de Paranaguá tem sido classificada como um estuário parcialmente misturado, com heterogeneidades laterais, sendo que o padrão de circulação e estratificação variam entre as estações do ano e os períodos de maré (LANA et al., 2000). O regime de maré regional é caracterizado como de micro-maré (<2 m de amplitude) semi-diurna, com duas preamares e duas baixamares de diferentes amplitudes (LANA et al., 2001).

A população, de aproximadamente 155.000 habitantes (IBGE, 2010), vive em três principais cidades e inúmeras comunidades de pescadores ao redor das margens no estuário. A baía de Paranaguá abriga, ainda, um dos mais importantes portos marítimos da América Latina, o porto de Paranaguá. Os portos geridos pela Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA) foram responsáveis pela movimentação de mais de 17 milhões de toneladas de mercadorias e cerca de 300 mil contêineres somente entre janeiro e maio de 2012 (APPA, 2012).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. CAMPANHA AMOSTRAL

A campanha amostral foi realizada durante o verão de 2016, no dia 25 de fevereiro, com intuito de se obter dados de caracterização bio-óptica da água. Em cada ponto (TABELA 1) foi mensurada a profundidade de Secchi, como medida de transparência da água, e obtidos perfis de temperatura, salinidade, turbidez e fluorescência da clorofila utilizando um CTD (do inglês *Conductivity, Temperature, and Depth*), modelo Alec ASTD687+IF. Dados de pressão atmosférica, velocidade e direção do vento, pluviosidade e temperatura do ar foram obtidos junto à estação meteorológica da Ilha do Mel/INMET.

Amostras para a caracterização da composição do microfitoplâncton foram coletadas mediante arrastos de 3 minutos, usando uma rede de 150 cm de comprimento, 30 cm de boca e malha com aberturas de 20 μm . Além disso, em cada ponto amostral, foi coletado um litro de água de sub-superfície (aproximadamente 0,3 m) em frascos de polietileno opacos, para evitar a influência da radiação solar, e armazenadas em caixas de isopor com gelo para minimizar a atividade biológica. Essa água foi então analisada em laboratório (FIGURA 5), conforme descrito no item 3.2.1.

TABELA 1: PONTOS AMOSTRADOS DURANTE A COLETA, COM A LOCALIZAÇÃO, HORA E OS PARÂMETROS AMOSTRADO EM CADA PONTO.

DATA	HORA	PONTO	LATITUDE	LONGITUDE	CTD	Secchi	COAs	HPLC	MPS	Fito
25/02/ 2016	11:30	11	-25.4969167	-48.5570333	S	S	S	S	S	S
	11:45	12	-25.49585	-48.4739167	S	S	S	S	N	S
	12:02	13	-25.5020833	-48.4212833	S	S	N	S	S	S
	12:18	14	-25.5191833	-48.3847667	S	S	S	S	S	S
	12:34	15	-25.54675	-48.3543333	S	S	S	S	S	S
	12:53	16	-25.5834333	-48.3159667	S	S	N	S	S	S
	13:07	17	-25.5944167	-48.3084	S	S	S	S	S	S

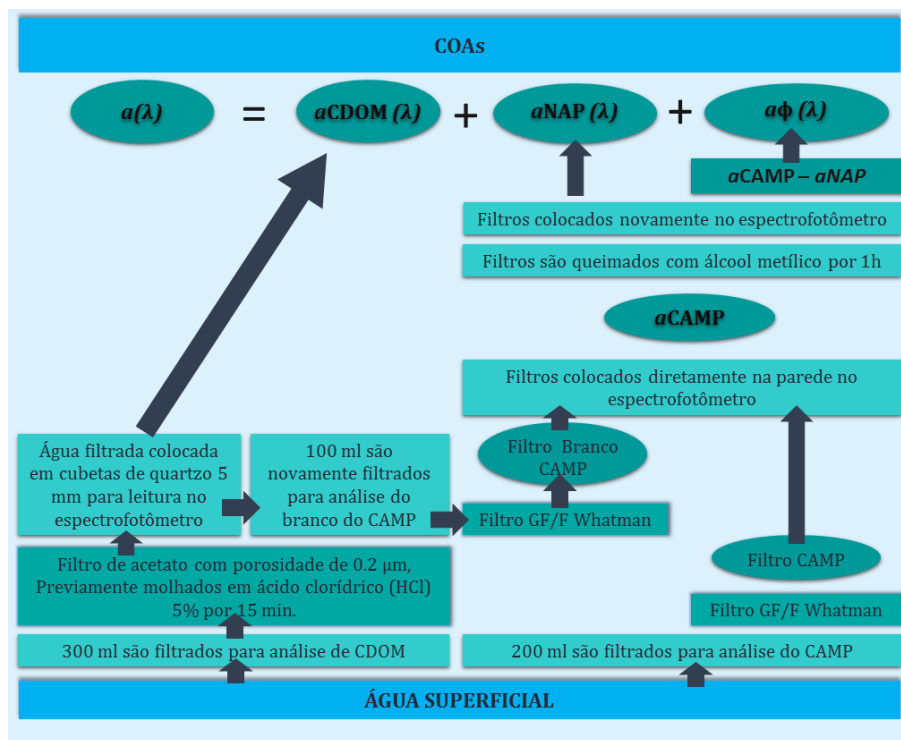
FONTE: A AUTORA (2016)

3.2. PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

3.2.1. Constituintes Opticamente Ativos

Para a determinação da concentração de material particulado em suspensão (MPS) as amostras foram filtradas seguindo o método gravimétrico proposto por Strickland e Parsons (1972). Anteriormente à coleta de campo, os filtros GF-F Whatman com porosidade de 0,7 μm foram preparados em uma pré-filtragem de água destilada, levados à estufa aquecida a 60°C durante 2 horas e armazenados em sílica durante 4 horas para resfriarem. Depois disso, foram pesados em balança analítica de precisão (0,00001) e guardados em sílica. Após a coleta, as amostras de água foram filtradas e o volume anotado. Cada filtro foi novamente pesado e assim pode-se calcular a quantidade de MPS (em mg.l^{-1}) para cada ponto.

FIGURA 5 - ORGANOGRAMA COM AS ANÁLISE REALIZADAS EM LABORATÓRIO.



FONTE: A AUTORA (2016)

O coeficiente de absorção da matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) foi obtido através do método proposto por Mitchell e colaboradores em 2002, segundo o qual a água coletada é filtrada em filtros de acetato com porosidade de 0,2 µm, anteriormente preparados em solução de ácido clorídrico 5% durante 15 minutos. A água filtrada foi então levada ao espectrofotômetro de mono feixe da marca Edutec para leitura de absorbância. As faixas espectrais medidas foram 443 nm e 660 nm, e água deionizada foi utilizada como referência (branco) para as medições. Para corrigir possíveis erros do efeito de espalhamento de partículas residuais que permaneceram na água, mesmo após a filtração, os valores reais de CDOM foram estimados através da normalização da absorbância no espectro de 660 nm, utilizando a equação:

$$a_{CDOM\ Norm.}(\lambda) = (a_{CDOM}(\lambda) - a_{CDOM}(660)) \times 2,303/L \text{ (m}^{-1}\text{)} \quad \text{Eq. 2}$$

Após a normalização, o valor obtido foi então dividido pelo caminho óptico da cubeta (L), em metros.

O coeficiente de absorção do material particulado (a_{CAMP}) foi determinado seguindo a técnica demonstrada por Mitchell e colaboradores (2002). A alíquota de água, previamente filtrada para a determinação da a_{CDOM} , foi novamente filtrada, agora em um filtro GF/F Whatman, sendo o filtro então utilizado para leitura da absorbância do branco, com o intuito de diminuir o erro da a_{CAMP} . Em seguida, a amostra de água superficial bruta foi filtrada, com filtro GF/F Whatman, e este filtro foi utilizado para leitura da absorbância total. Desta forma, de cada ponto amostral, dois filtros foram obtidos, sendo um correspondente ao branco e o outro à amostra total. Esses filtros foram então colocados diretamente na parede do espectrofotômetro para a medição da a_{CAMP} nos comprimentos de onda 443 nm e 675 nm. A seguir, o coeficiente de absorção do material particulado não-pigmentado (a_{NAP}) foi obtido após a queima, com álcool metílico P.A., de todas as partículas orgânicas contidas no filtro. O coeficiente de absorção do fitoplâncton (a_{Ph}) foi finalmente determinado pela diferença entre o material particulado total e as partículas não-pigmentadas, seguindo a relação:

$$a_{CAMP}(\lambda) = a_{NAP}(\lambda) + a_{Ph}(\lambda) \quad \text{Eq. 3}$$

3.2.2 Clorofila-*a* e pigmentos acessórios por HPLC

Amostras de água superficial foram coletadas ao longo do transecto Leste-Oeste da Baía de Paranaguá e analisadas em um sistema de HPLC (Cromatografia de alta eficiência) da marca Hitachi® Chromaster para caracterização do perfil pigmentar e quantificação da clorofila-*a* (em $\mu\text{g.L}^{-1}$). Os pigmentos analisados foram: Clorofila-*a*, Clorofila-*b*, Aloxantina, Fucoxantina, Peridinina e Zeaxantina. Um volume conhecido (entre 80 e 100 mL) da amostra foi filtrado em filtro de fibra de vidro, Whatman GF/F, e armazenado em freezer para posterior análise.

Os pigmentos foram extraídos utilizando 4 mL de solução padrão de Metanol 99.5%. Para extração do pigmento, os filtros foram sonicados em banho de gelo por 30 segundos, esse procedimento foi repetido duas vezes. Em seguida, as amostras foram centrifugadas durante 10 minutos a 3000 RPM. O sobrenadante foi filtrado em filtro de fibra de vidro de 25 mm de diâmetro (Marcherey-Nagel® 85/70BF com porosidade de 0,6 μm), sendo o líquido filtrado recolhido em microtubos de 1,5 mL, que foram então armazenados no congelador, ao abrigo da luz, até o momento da análise. Uma alíquota do extrato foi injetada no sistema de cromatografia (Hitachi® Chromaster), configurado com uma bomba de gradiente quaternário, um injetor automático com termostato, um forno de coluna dotado de uma coluna cromatográfica (WATERS® Symmetry) C-8 150×4,6 mm (com partículas de 3,5 μm) e um detector de fotodiodo (DAD). As fases móveis, foram compostas por (A) metanol:acetona:piridina (50:25:25) e (B) acetonitrila:acetona (80:20), sendo todos os reagentes com grau de pureza para HPLC, em um fluxo de 1,0 mL min^{-1} , monitorando os comprimentos de onda entre 350 - 700 nm, em um gradiente linear de 100:0% até 60:40% (A:B) de 0 à 18 min e de 60:40% até 0:100% de 18 à 22 min. De 22 min até 38 min, o sistema permaneceu em modo de eluição isocrática (100% de B), seguido por um gradiente linear de 100% B até 100% A de 38 à 40 min. Os pigmentos foram confirmados através da análise do seu tempo de retenção confrontado com o espectro de absorbância, de acordo com a metodologia descrita por Zapata et al. (2000).

3.3 ANALISE QUANTITATIVA DE FITOPLÂNCTON

Para a análise quantitativa do fitoplâncton, amostras de água superficial (250 mL) foram coletadas e armazenadas em frasco de vidro âmbar, e então fixadas em laboratório com solução de lugol a uma concentração final de 1%. Amostras coletadas com rede de fitoplâncton foram fixadas com solução de formaldeído à concentração final de 4% e armazenadas em frascos plásticos, para posterior identificação, sob microscopia óptica, das espécies de microalgas presentes nas amostras, comparando as características morfométricas das células com literatura especializada (PROCOPIAK, 2004; TENENBAUM, 2006; OMURA et al., 2012).

A abundância total (células.L⁻¹), bem como a abundância dos principais grupos e espécies componentes do microfitoplâncton foi determinada por meio da sedimentação de um determinado volume das amostras superficiais em câmaras de contagem, seguida da enumeração dos exemplares em um microscópio invertido Zeiss, modelo ID 03, seguindo o método descrito por UTERMÖHL (1958).

Após uma primeira análise qualitativa das amostras, estabeleceu-se o volume que seria sedimentado para cada amostra (TABELA 2), bem como a metodologia de contagem das células. Como foram encontradas grandes quantidades de células em cadeias de *Skeletonema costatum* durante o período amostrado, optou-se primeiramente por determinar essa abundância sob aumento de 160x, ao longo de um transecto longitudinal que cruzava a região central da câmara, de margem a margem. As demais espécies foram quantificadas por meio da contagem de todas as células contidas em cinco transectos radiais, usando um aumento de 400x.

TABELA 2 – VOLUME SEDIMENTO POR AMOSTRA COLETADA.

PONTO	VOLUME SEDIMENTADO (mL)
11	2,4
12	2,4
13	13
14	13
15	13
16	13
17	13

A abundância dos grupos e espécies fitoplanctônicos (células.L⁻¹) foi calculada através da formula:

$$N\left(\frac{\text{células}}{l}\right) = \frac{cc}{V \times f} \quad \text{Eq.04}$$

onde, *cc* é o número de células contadas por espécie ou grupo taxonômico, *V* é o volume total sedimentado e *f* é o fator de correção utilizado, de acordo com o aumento do microscópio e tamanho da câmara de contagem. Para este estudo se utilizou o valor de 0,0279 para contagem no aumento de 160x e 0,0112 para o aumento de 400x, multiplicado pelo número de transectos contados.

3.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para representar os dados de salinidade, temperatura, densidade e fluorescência da clorofila, obtidos através de perfis verticais, foi usado o software *Ocean Data View* (ODV) e a função de interpolação espacial dos dados com *Data Interpolating Variational Analysis* (DIVA). Todos os gráficos aqui apresentados foram feitos a partir do software Python e os mapas através do Sistema de Informação Geográfica Quantum GIS. Ambos, softwares livres/*open source*.

Com o intuito de se comparar os dados observados nesse estudo e se estabelecer um grau de relação entre as variáveis, foram realizadas análises de correlação de Pearson. Esta mede o grau de relacionamento linear entre valores emparelhados *x* e *y* em uma amostra, representando a intensidade e direção da relação entre as duas variáveis analisadas.

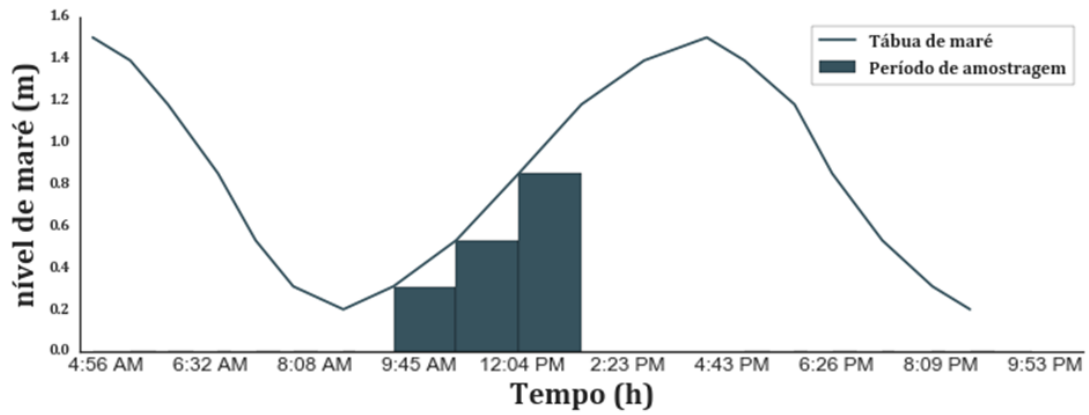
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A hidrodinâmica da Baía de Paranaguá é dirigida pela forçante de maré e pelo aporte de água doce no estuário (KOPPERS et al., 1987; BRANDINI et al., 1988; REBELLO & BRANDINI, 1990; MARONE et al., 2005; MIZERKOWSKI et al., 2012). Dependendo da maré, do vento, da descarga dos rios e da pluviosidade, o estuário pode tanto apresentar condições de mistura quanto de estratificação vertical, fazendo com que os processos biogeoquímicos sejam fortemente influenciados por fatores meteorológicos e hidrológicos (MARONE et al., 2005; MIZERKOWSKI et al., 2012).

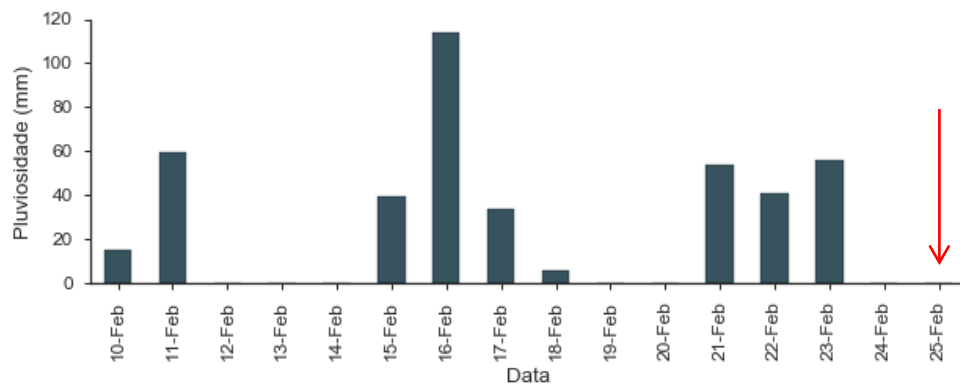
A coleta do presente estudo foi realizada em condição de maré de sizígia, durante a fase de enchente (FIGURA 6). A precipitação atmosférica acumulada durante os 10 dias que antecederam a amostragem foi de 343 mm. No dia de coleta, bem como no dia imediatamente anterior não se registrou precipitação (FIGURA 7). A média climatológica mensal da precipitação acumulada (de 1961 a 1990) em fevereiro, para a região de Paranaguá, é de 278 mm (FIGURA 8). Em 2016, a precipitação acumulada durante o mês de fevereiro foi de 550 mm, sendo essa a maior anomalia em relação à média de 29 anos, para esse ano. O tempo de renovação da água doce (i.e., tempo de fluxo ou descarga) na Baía de Paranaguá situa-se entre 3 e 10 dias, dependendo das condições de precipitação (volume de água por dia). Durante o verão, o fluxo de descarga pode ser de 3 dias, devido às condições de elevado e constante aporte de água doce características desse período (MARONE, et al., 1995; MANTOVANELLI, 1999). Assim, espera-se que a hidrodinâmica da Baía e suas variáveis ambientais estejam sob a influência do alto aporte de água doce, devido ao elevado índice de chuva registrado antes do período amostrado.

FIGURA 6 - TÁBUA DE MARÉ DO DIA 25/02, COM DESTAQUE PARA O PERÍODO AMOSTRADO. MARÉ DE SIZÍGIA, FASE ENCHENTE.



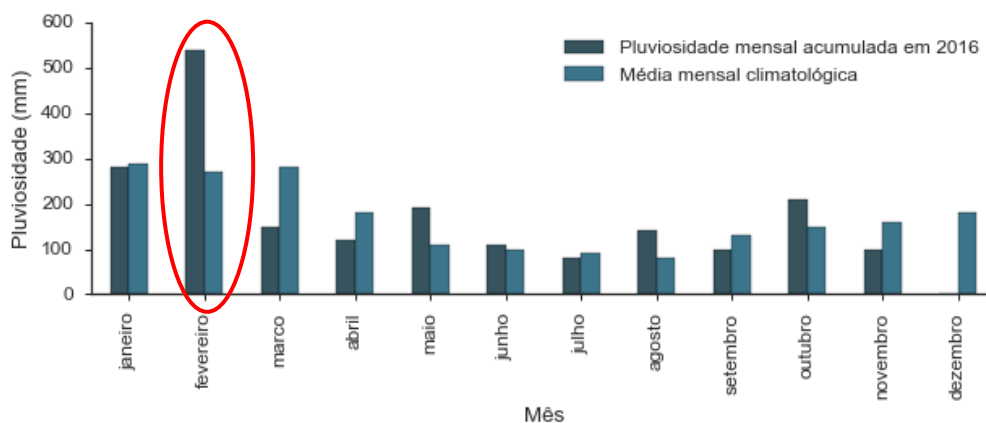
FONTE: CENTRO DE HIDROGRAFIA DA MARINHA (CHN). DADOS TRABALHADOS PELA AUTORA

FIGURA 7 - DADOS DE PLUVIOSIDADE DURANTE O PERÍODO AMOSTRADO, COM DESTAQUE PARA O DIA DA COLETA, 25/02.



FONTE: ESTAÇÃO METEOROLÓGICA AUTOMÁTICA DE PARANAGUÁ, INMET. DADOS TRABALHADOS PELA AUTORA.

FIGURA 8 - PRECIPITAÇÃO MÉDIA CLIMATOLÓGICA DE PARANAGUÁ EM 29 ANOS (AZUL CLARO), E PRECIPITAÇÃO ACUMULADA MENSAL DURANTE 2016 (AZUL ESCURO).



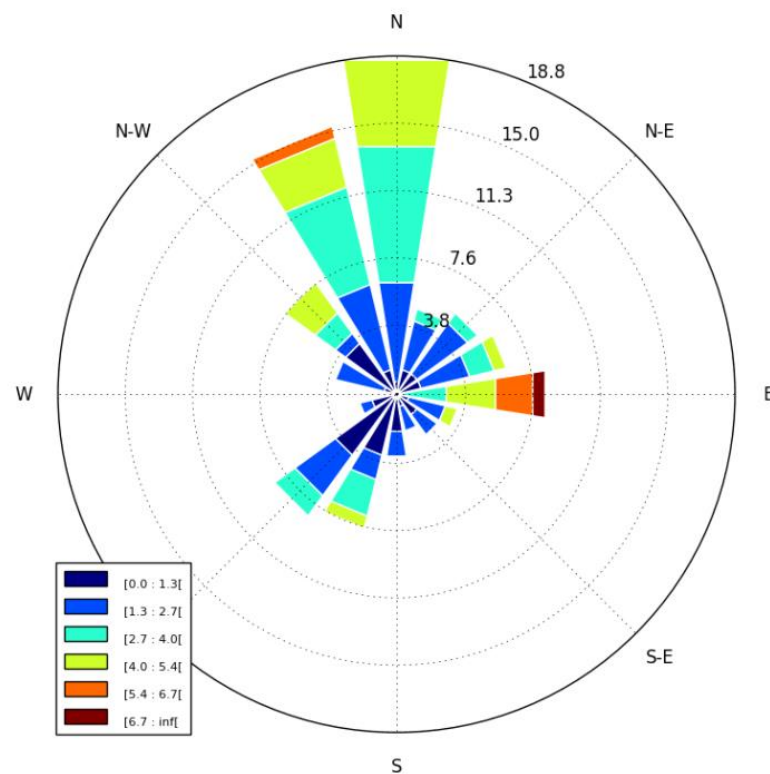
FONTE: INMET. DADOS TRABALHADOS PELA AUTORA.

Os dados de vento, plotados em uma rosa dos ventos (FIGURA 9) com valores médios para os cinco dias que antecederam a amostragem, mostraram direção predominante do quadrante norte, com 19% dos valores totais, e velocidade média de 2,7 a 4,0 m.s⁻¹. Os ventos do quadrante noroeste representaram 15% do total, sendo que esses chegaram a alcançar velocidades mais altas (cerca de 5,4 a 6,7 m.s⁻¹), contudo a velocidade média para essa direção também foi de 2,7 a 4,0 m.s⁻¹. Estudos anteriores mostram que as condições de vento podem modificar a intensidade da ação da maré (KNOPPERS et al., 1987; BRANDINI et al., 1988; REBELLO & BRANDINI, 1990; MARONE & CAMARGO, 1994; MACHADO et al., 1997). Durante o horário da amostragem, a velocidade média dos ventos foi de 2,9 m.s⁻¹, com direção predominante do quadrante noroeste.

Através dos perfis de salinidade e temperatura, foi possível observar a ocorrência dos valores mínimos de salinidade (12,7) e máximos de temperatura (28°C) na região mais interna da baía (FIGURA 10), sendo esses relacionados à descarga de água doce e menos salina naquela área. Esses valores podem ser consequência do alto índice de precipitação que antecedeu os dias de coleta. De acordo com Mantovanelli e colaboradores (2003), a região apresenta grande variação sazonal no aporte de água doce, chegando a ser cinco vezes maior no verão quando comparada ao inverno, isso faz com que a salinidade seja reduzida significativamente, cerca de 8.5 em sua média. Os maiores valores de salinidade (35) e menores de temperatura (24,6°C) foram

observados nos pontos próximos a desembocadura da baía, sendo esses provenientes da entrada de água mais salgada e fria da plataforma continental.

FIGURA 9 – ROSA DOS VENTOS, COM DIREÇÃO E VELOCIDADE DO VENTO (m.s^{-1}). OS VALORES APRESENTADOS ENTRE OS QUADRANTES N-NE SÃO REFERENTES ÀS PORCENTAGENS ENCONTRADAS PARA CADA DIREÇÃO. A VELOCIDADE MÉDIA DO VENTO É APRESENTADA ATRAVÉS DE ESCALA DE CORES NAS BARRAS DE DIREÇÃO.



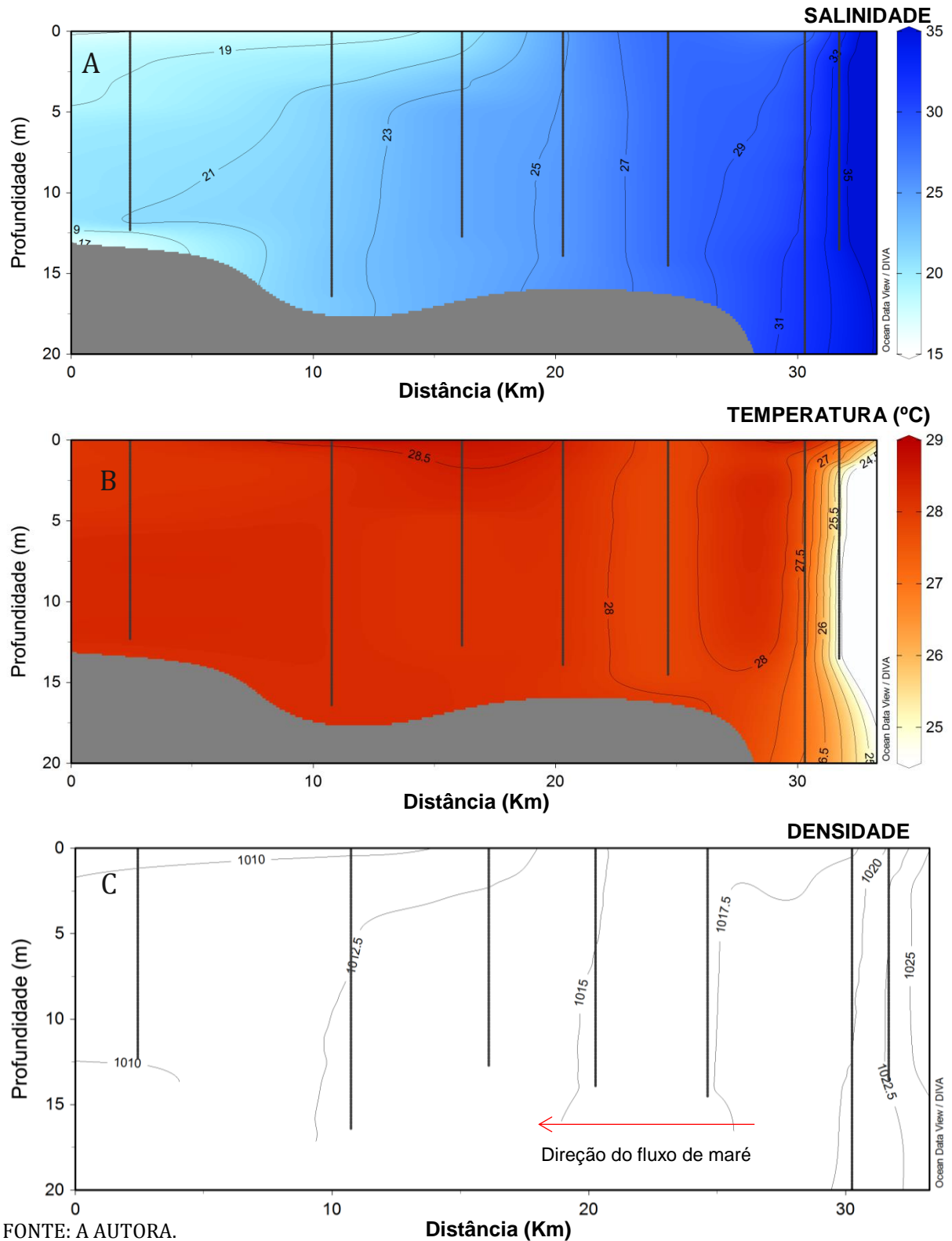
FONTE: INMET. DADOS TRABALHADOS PELA AUTORA.

Os processos de estratificação halina e a mistura vertical são extremamente dinâmicos, sendo alterados tanto em escalas horárias, relativas ao ciclo de maré, quanto entre os ciclos de sizígia e quadratura, em função da variação na intensidade das correntes de maré. Na Baía de Paranaguá, tanto a circulação gravitacional quanto a difusão são importantes para o balanço horizontal do sal (MANTOVANELLI, 1999). No transecto longitudinal Leste-Oeste, as isopícnais próximas a região da desembocadura (a partir do Km 30) tendem a verticalidade (FIGURA 10-C), demonstrando uma fraca estratificação da coluna d'água durante a amostragem. Na região próxima ao porto de

Paranaguá (Km 9) as isopícnais deixam de ser verticais e tornam-se levemente inclinadas em direção a desembocadura. Indicando assim, uma maior intensidade nos processos de mistura da água doce com a água marinha, caracterizado pela entrada de água mais densa pelo fundo da baía. Esse processo pode ser explicado pelo fluxo de maré, já que a amostragem foi realizada durante o período de enchente. Como já constatado por Montovanelli em 2003, os períodos com maior intensidade de corrente (tanto em variação de sizígia, quanto de quadratura em maré alta) e a descarga de água doce, controlam a estratificação vertical da salinidade. Durante a reversão do fluxo de maré, as correntes de fundo começam a encher antes das correntes superficiais. Os maiores valores de salinidade (34,2) são encontrados nos pontos mais profundos próximos à desembocadura da baía de Paranaguá.

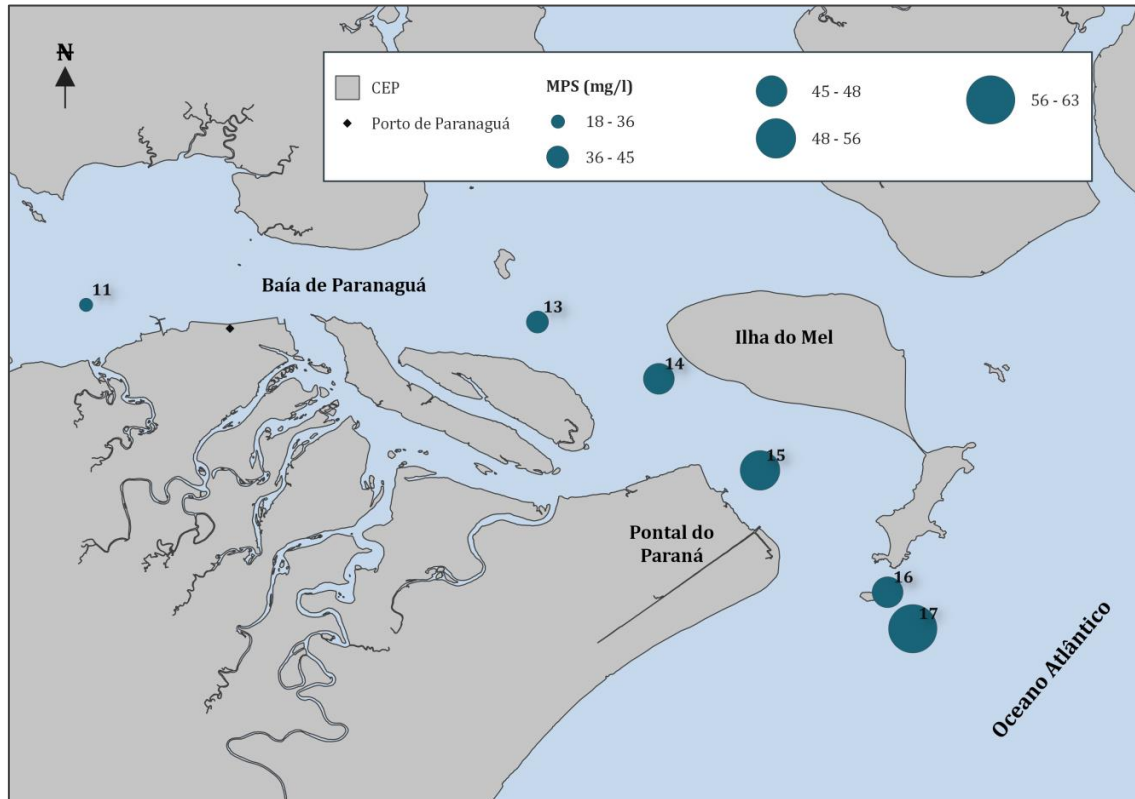
As correntes da maré vazante são, em média, 10 a 15% superiores às de enchente. Isto ocorre devido à influência dos atritos lateral e de fundo, que são gradativamente maiores em direção à cabeceira (CAMARGO, 1998) e, também, devido ao aporte de água doce e à circulação residual (MARONE et al, 1995a). Essa mudança de intensidade durante diferentes fases da maré pode alterar a dinâmica da concentração do Material Particulado em Suspensão (MPS). Assim, a concentração de MPS na superfície da água pode ser relacionada à situação da maré no momento da campanha, particularmente em momentos de fortes correntes de maré (NOERNBERG, 2001).

FIGURA 10 – PERFIL VERTICAL DE (A) SALINIDADE, (B) TEMPERATURA EM $^{\circ}\text{C}$ E (C) DENSIDADE DA ÁGUA, AO LONGO DO EIXO LESTE-OESTE DA BAÍA DE PARANAGUÁ. AS LINHAS VERTICAIS PONTILHADAS REPRESENTAM OS PERFIS AMOSTRADOS. O EIXO X É REPRESENTADO PELA DISTÂNCIA (KM) DA CABECEIRA DA BAÍA À DESEMBOCADURA, O PORTO DE PARANAGUÁ SE ENCONTRA NO KM 9 DO GRÁFICO.



FONTE: A AUTORA.

No presente estudo, o MPS se comportou de forma quase linear, com aumento gradativo em direção à desembocadura da Baía, tendo essa região o valor máximo observado de $63,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (FIGURA 11). A concentração mínima de MPS encontrada foi de $35,8 \text{ mg.L}^{-1}$ na região mais interna, antes do porto de Paranaguá, sendo a média da baía para o período amostrado de $47,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Noernberg em 2001 identificou três fatores que podem causar picos de concentração de MPS na superfície da água, (i) o grande aporte de material oriundo da bacia de drenagem em momentos de grande precipitação na região próxima a Antonina; (ii) a formação da zona de máxima turbidez entre as Ilhas Gererês e Paranaguá; (iii) e a penetração de água marinha com elevada biomassa zooplanctônica nas regiões mais próximas à desembocadura. O padrão de variação espacial nas concentrações de MPS observado no presente estudo destoa dos padrões esperados e encontrados na literatura para a região. Lana e colaboradores (2000) encontraram concentrações de MPS variando de 10 a 120 mg.L^{-1} durante o período chuvoso, sendo que os valores mais altos foram encontrados nas regiões mais internas da Baía, próximas à Antonina. Os valores máximos de MPS observados nesse estudo podem estar relacionados a um aumento da biomassa fito e zooplanctônica nas regiões da desembocadura.

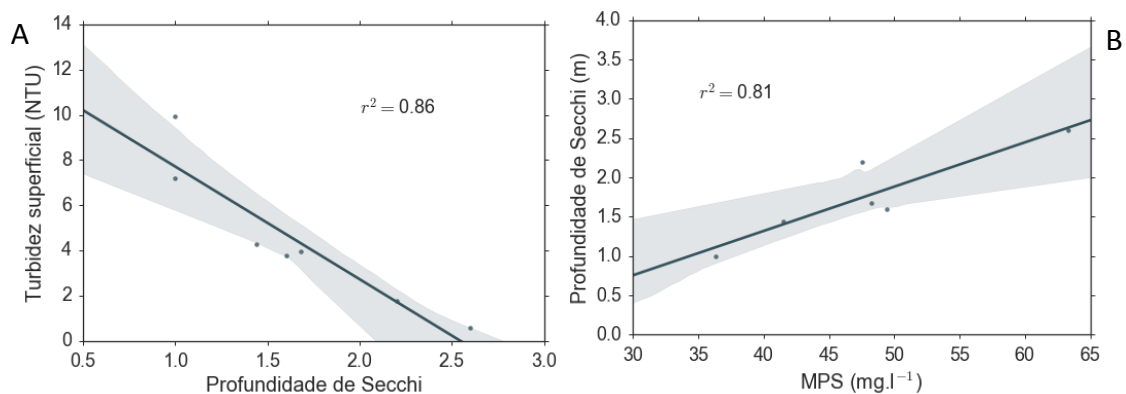
FIGURA 11 – CONCENTRAÇÃO DE MPS (mg.L⁻¹) NOS PONTOS AMOSTRADOS DA BAÍA DE PARANAGUÁ.

FONTE: A AUTORA.

A turbidez da superfície relaciona-se à transparência da água através de uma relação exponencial negativa (MANTOVANELLI et al., 2003), de modo que altos valores de turbidez são associados à baixa transparência da água. De acordo, nesse estudo observou-se um aumento na transparência e diminuição da turbidez na superfície em direção à desembocadura da Baía de Paranaguá, com uma correlação inversa significativa de 0,86 (FIGURA 12-A). Entretanto, ao relacionarmos a profundidade de Secchi (transparência da água) com a concentração de MPS, encontramos uma relação direta, também significativa ($r^2 = 0.81$), ou seja, águas com maiores profundidades fóticas possuíam as maiores concentrações de material particulado (FIGURA 12-B). A mesma relação controversa observada entre MPS e transparência da água havia sido relatada anteriormente para a Baía de Paranaguá por Mizerkowski e colaboradores (2013), que relacionaram o fato à presença de uma floração da espécie de diatomácea *Coscinodiscus wailesii*. A mucilagem produzida e exudada em abundância por *C. wailesii* se acumula externamente, ao redor da parede celular destas células de grande porte

(diâmetro de até 350 μm), como uma estratégia para melhorar sua flutuabilidade especialmente em situações de menor turbulência. Entretanto, estas grandes quantidades de material mucilaginoso favorecem a agregação de partículas, causando um aumento na transparência da água sem, contudo, haver uma diminuição na concentração de MPS.

FIGURA 12 – CORRELAÇÕES OBSERVADAS ENTRE: (A) TURBIDEZ SUPERFICIAL E MPS, (B) TURBIDEZ SUPERFICIAL E PROFUNDIDADE DE SECCHI E (C) PROFUNDIDADE DE SECCHI E MPS.

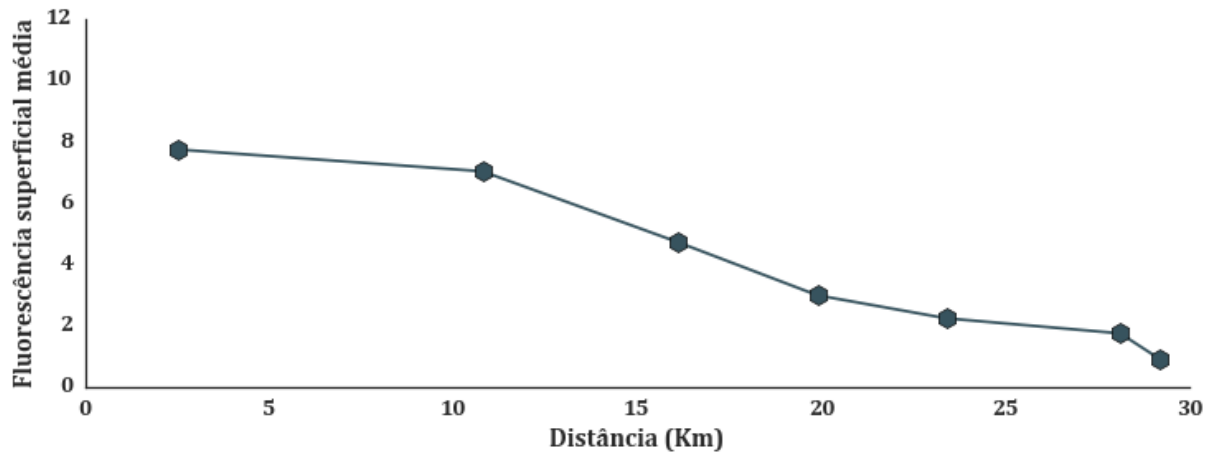


FONTE: A AUTORA

A fluorescência da clorofila apresentou valor médio superficial (média para os primeiros 0.3 m de profundidade, com intervalo de amostragem de 0.1 m) $3,9 \text{ mg.m}^{-3}$ entre todos os pontos amostrais, com desvio padrão de $2,6 \text{ mg.m}^{-3}$. Os valores médios em superfície variaram ao longo do transecto amostral, sendo mais elevados ($7,7 \text{ mg.m}^{-3}$) nas regiões mais internas da Baía e menores ($0,9 \text{ mg.m}^{-3}$) na região mais próxima à desembocadura (FIGURA 13). Segundo Brandini e colaboradores (1988), a produção do fitoplâncton no CEP é controlada pela atuação conjunta da disponibilidade de luz, concentração de nutrientes, salinidade e temperatura. Sua variabilidade espacial pode se tornar ainda mais evidente quando a entrada de água doce no sistema é mais significativa, formando gradientes de salinidade bem definidos (LAPOINTE; CLARKE, 1992). A biomassa fitoplanctônica, representada aqui por intermédio da fluorescência da clorofila, variou significativamente de acordo com a distribuição da salinidade ($r^2 = 0.94$). Adicionalmente, a transparência da água variou inversamente à fluorescência da

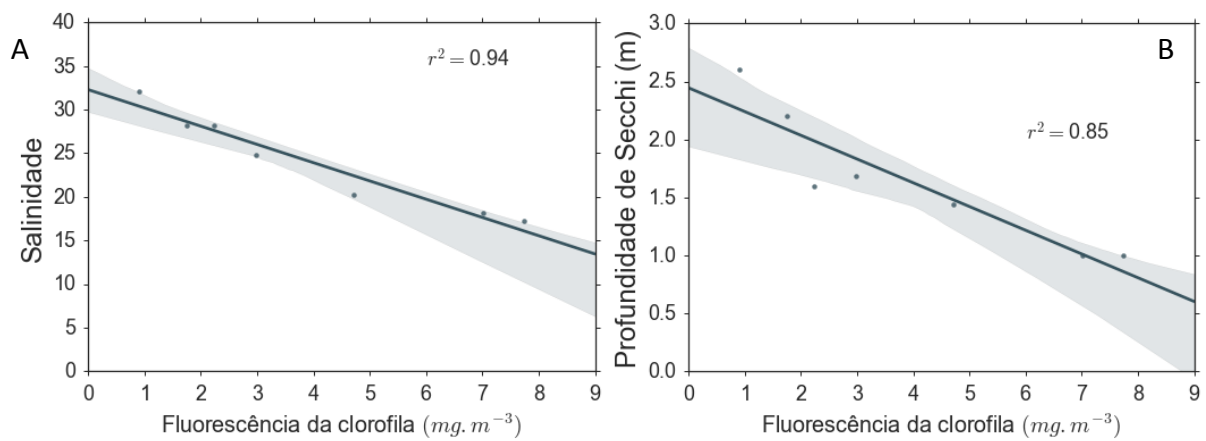
clorofila, indicando que, nesse estudo, a transparência da água foi afetada pela biomassa fitoplanctônica presente na coluna d'água (FIGURA 14).

FIGURA 13 – FLUORESCÊNCIA MÉDIA DA CLOROFILA (mg.m^{-3}) ATRAVÉS DO EIXO LESTE-OESTE DA BAÍA DE PARANAGUÁ.



FONTE: A AUTORA.

FIGURA 14 - CORRELAÇÕES OBSERVADAS ENTRE: A) SALINIDADE E FLUORESCÊNCIA DA CLOROFILA, B) PROFUNDIDADE DE SECCHI E FLUORESCÊNCIA DA CLOROFILA.



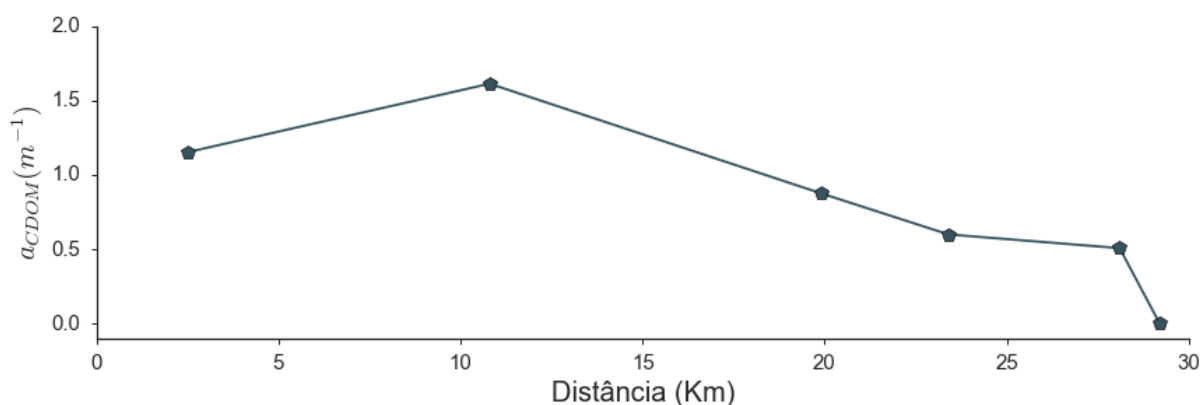
FONTE: A AUTORA.

4.3. COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS

O valor médio do coeficiente de absorção do CDOM ($\lambda_r = 443$) foi de $1,07 \text{ m}^{-1}$, com desvio padrão de $0,41 \text{ m}^{-1}$. A média encontrada para esse conjunto de dados foi maior do que geralmente se observa em regiões estuarinas. Na baía de Santos, por exemplo, a média da $a_{\text{cdom}} (443)$ foi de $0,25 \text{ m}^{-1}$ (FERREIRA et al., 2014). Babin e colaboradores (2003) descreveram a absorção dos COAs para seis regiões costeiras da Europa, obtendo um valor máximo de $2,5 \times 10^{-8} \text{ m}^{-1}$ para $a_{\text{CDOM}} (443)$ no Mar Mediterrâneo. Já para as regiões de manguezais da Flórida, as amplitudes de $a_{\text{cdom}} (340)$ foram altas, com valores entre $0,92$ a $5,07 \text{ m}^{-1}$ em Falmouth Leste, $0,97$ a $14,97 \text{ m}^{-1}$ na Baía Barnegat e $1,84$ a $8,38 \text{ m}^{-1}$ na Baía Chincoteague (OESTREICH et al., 2016).

O CDOM variou em magnitude de acordo com sua localização ao longo do transecto de amostragem, sendo os menores valores de absorção encontrados próximos à desembocadura da baía e os maiores valores na região mais interna, com um pico de absorbância ($1,6 \text{ m}^{-1}$) próximo ao Porto de Paranaguá (FIGURA 15). Na região oeste do Porto de Paranaguá ocorre o encontro da desembocadura de diversos rios com regiões de manguezais (canal da Cotinga), fazendo com que a quantidade de material orgânico colorido dissolvido aumente significativamente na região.

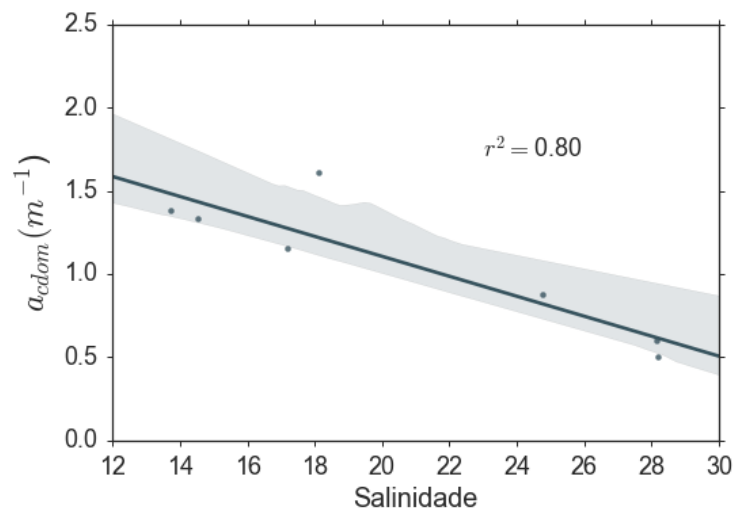
FIGURA 15 – COEFICIENTE DE ABSORÇÃO DO CDOM AO LONGO DO TRANSECTO LESTE-OESTE REALIZADO NA BAÍA DE PARANAGUÁ. O PORTO DE PARANAGUÁ ESTÁ LOCALIZADO À 8 KM DO EIXO OESTE.



FONTE: A AUTORA.

Em regiões estuarinas, a relação entre a a_{CDOM} (443) e a salinidade é geralmente inversamente significativa (BOSS et al., 2001; BLOUGH & DEL VECHIO, 2002; BERTO et al., 2010). No transecto realizado na baía de Paranaguá, a a_{CDOM} (443) se mostrou inversamente dependente da salinidade, com um coeficiente de correlação de 0,80 (FIGURA 16). Isso indica que as águas de menor salinidade possuem maior conteúdo orgânico dissolvido, e que a drenagem continental é uma importante fonte desse material para o sistema nas regiões mais internas (COBLE et al., 2003).

FIGURA 16 – CORRELAÇÃO ENTRE a_{CDOM} (443) E A SALINIDADE.



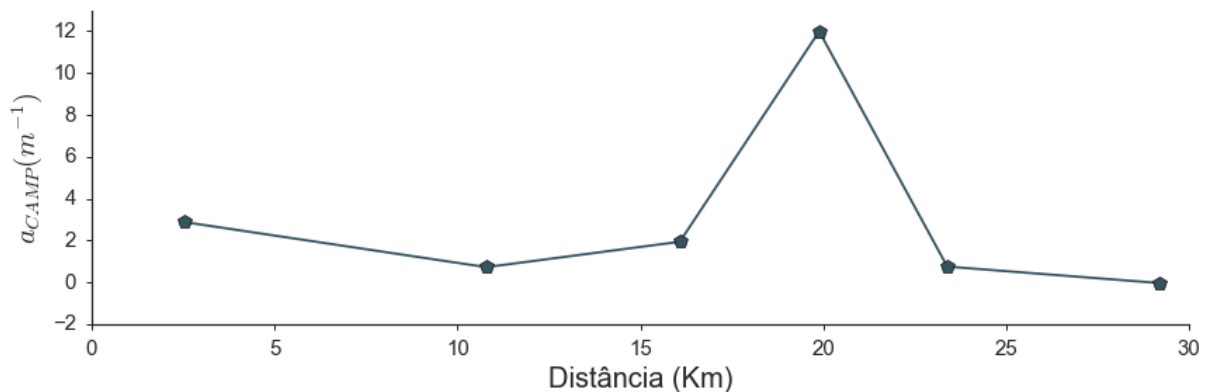
FONTE: A AUTORA.

O material particulado é um dos principais componentes contribuindo para a cor do mar em regiões de alta turbidez e produtividade, como as águas de caso 2 da região da baía de Paranaguá (MIZERKOWSKI et al., 2013). O coeficiente de absorção do material particulado (a_{CAMP}) é subdividido entre a contribuição dos detritos (a_{NAP}) e do fitoplâncton (a_{ϕ}).

A a_{CAMP} média medida durante a amostragem foi de $1,9 m^{-1}$, com desvio padrão de $1,2 m^{-1}$. Os valores de a_{CAMP} apresentaram uma tendência crescente em relação à distância da desembocadura, exceto no ponto próximo ao porto de Paranaguá (intermediário-interno), onde a_{CAMP} apresentou um mínimo de $0,72 m^{-1}$ (FIGURA 17) e no ponto entre a Ponta Oeste da Ilha do Mel e a desembocadura do rio do Maciel

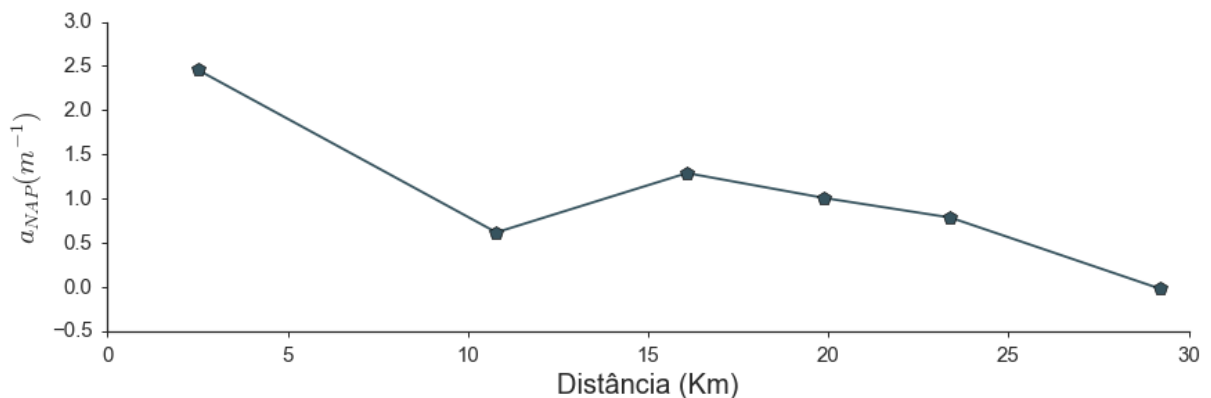
(intermediário-externo), no qual a a_{CAMP} apresentou um pico máximo de $11,9 \text{ m}^{-1}$. Essa tendência também foi observada para a_{NAP} , cujo valor mínimo ($0,62 \text{ m}^{-1}$) foi encontrado próxima ao porto de Paranaguá (FIGURA 18).

FIGURA 17 - COEFICIENTE DE ABSORÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO AO LONGO DO TRANSECTO LESTE-OESTE REALIZADO NA BAÍA DE PARANAGUÁ.



FONTE: A AUTORA

FIGURA 18 - COEFICIENTE DE ABSORÇÃO DOS DETRITOS (a_{NAP}) AO LONGO DO TRANSECTO LESTE-OESTE REALIZADO NA BAÍA DE PARANAGUÁ.

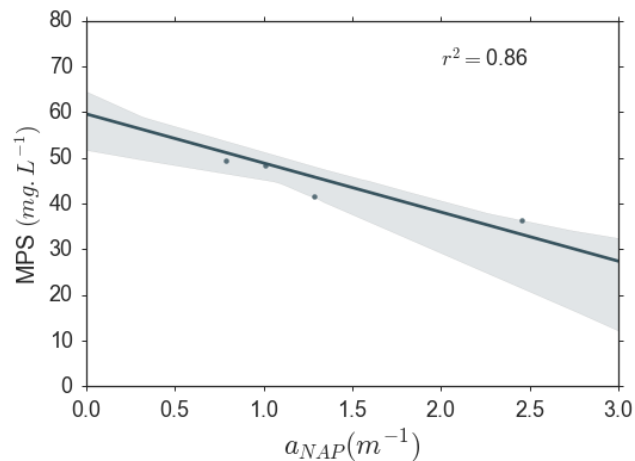


FONTE: A AUTORA.

O valor médio da a_{NAP} foi de $1,6 \text{ m}^{-1}$, com desvio padrão de $1,0 \text{ m}^{-1}$. O padrão de distribuição observado pela a_{NAP} pode ser comparado ao encontrado para a concentração de MPS ao longo do transecto. Essa relação foi constatada através de uma correlação significativa ($r^2 = 0,86$) entre estas variáveis (FIGURA 19). O MPS apresentou, novamente, um padrão inverso ao esperado pela literatura com relação à a_{NAP} , sendo que as maiores concentrações de MPS estiveram relacionadas às menores concentrações

de a_{NAP} . A análise laboratorial para obtenção do coeficiente de absorção dos detritos é realizada de modo à 'queimar' as partículas fitoplanctônicas, representando assim, somente a parcela inorgânica do material particulado. Esse fato corrobora com o argumento de que a concentração de MPS amostrada foi altamente influenciada pelo fitoplâncton presente na coluna d'água.

FIGURA 19 – CORRELAÇÃO ENTRE O COEFICIENTE DE ABSORÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO (a_{NAP}) E O MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS).

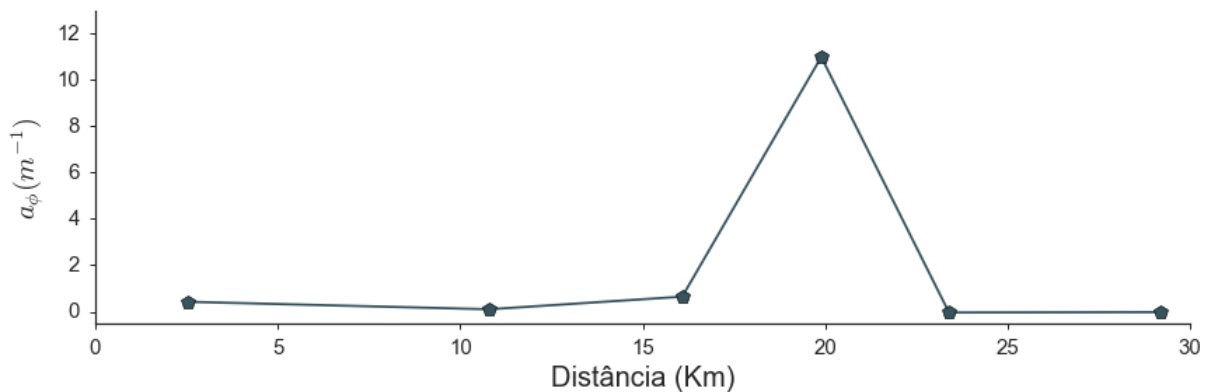


FONTE: A AUTORA.

O coeficiente de absorção do fitoplâncton ($a\phi(443)$) durante o período amostrado foi, em média, $2,0 m^{-1}$ com desvio padrão de $1,7 m^{-1}$. Um pico de absorção foi observado na região da desembocadura do canal da Cotinga, próximo ao Km 20 (FIGURA 20). Segundo Mizerkowski e colaboradores (2012), durante 2008 e 2009, o Rio Guaraguaçu, com desembocadura próxima à região do canal da Cotinga, representou o segundo maior input médio de nutrientes para a Baía, atrás apenas do Rio Cachoeira, localizado na região de Antonina. A alta concentração de nutrientes observada nesse ponto pode contribuir para um maior crescimento do fitoplâncton nesta região, o que justificaria os picos locais de absorção para este constituinte. Os valores de $a\phi(443)$ observados foram, em geral, baixos durante a amostragem no presente estudo, o que é usualmente o padrão encontrado em regiões dominadas por espécies de fitoplâncton de menor tamanho celular (pico e nanoplâncton) (BRICAUD et al., 1995). Tais microalgas possuem grandes concentrações de pigmentos acessórios por unidade de biomassa,

induzindo a uma ausência de relação entre $a_{\phi}(443)$ e a fluorescência da clorofila. No presente estudo, não se observou uma correlação significativa dos dados de a_{ϕ} com a salinidade.

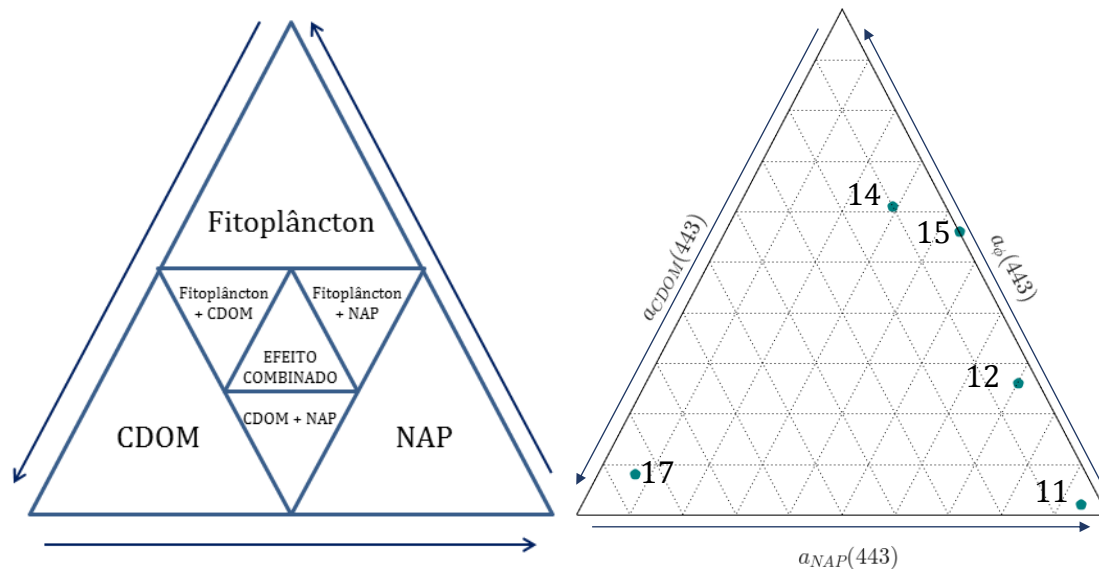
FIGURA 20 - COEFICIENTE DE ABSORÇÃO DO FITOPLÂNCTON (a_{ϕ}) AO LONGO DO TRANSECTO LESTE-OESTE REALIZADO NA BAÍA DE PARANAGUÁ.



FONTE: A AUTORA.

Os COAs são divididos em três componentes (a_{CDOM} , a_{NAP} e a_{ϕ}) que variam em magnitude e concentração ao longo da coluna d'água. Esses componentes são utilizados para classificação óptica através de diagramas ternários (PRIER & SATHYENDRANATH, 1981), onde eles são representados através de sua proporção relativa e dispostos em três eixos, compondo um triângulo de classificação (FIGURA 21-A). No presente estudo, o diagrama apresentou uma maior dominância dos detritos entre os coeficientes de absorção. Constatou-se, assim, que o material particulado em suspensão pode ser determinante para a cor da água na Baía de Paranaguá. A baía pode, ainda, ser dividida em setores de acordo com suas características ópticas. Na região mais externa, próxima à desembocadura, o CDOM foi dominante entre os constituintes. Nas regiões mais internas, os COAs foram compostos principalmente por detritos e CDOM, e nas regiões intermediárias, entre Paranaguá e a Ponta do Poço em Pontal do Sul, a cor da água foi dominada principalmente pelo fitoplâncton e pelos detritos (FIGURA 21-B). Apesar dos resultados apresentados seguirem o padrão de águas do 'Caso 2' e se mostrarem compatíveis com respostas encontradas por trabalhos anteriores na região, a quantidade de pontos amostrados foi pequena para se definir com precisão a caracterização óptica da Baía de Paranaguá.

FIGURA 21 – (A) DIAGRAMA TERNÁRIO DE CLASSIFICAÇÃO ÓPTICA. (B) DIAGRAMA TERNÁRIO APRESENTANDO AS CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS DOS COAS EM 443 nm.

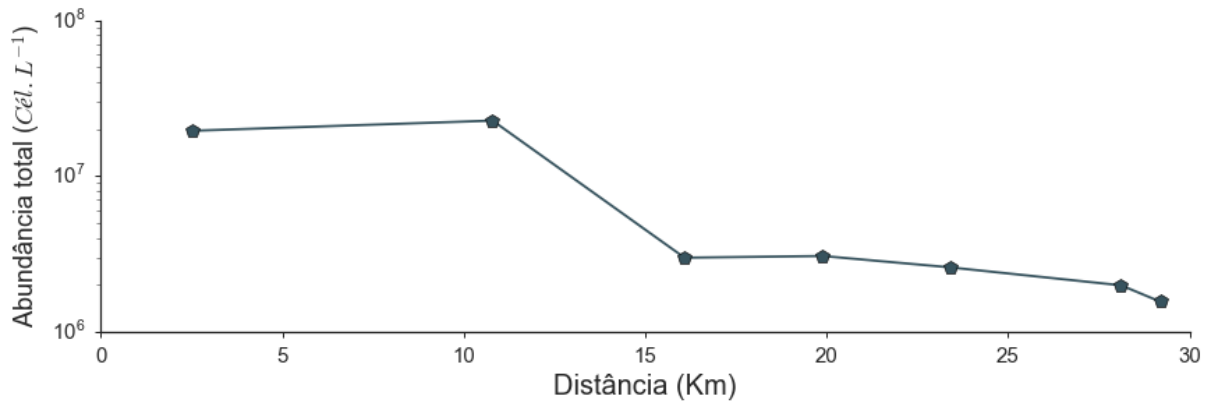


FONTE: (A) ADAPTADO DE PRIEUR & SATHYENDRANATH, 1981. (B) A AUTORA.

4.4. FITOPLÂNCTON E PIGMENTOS

As microalgas coletadas foram todas identificadas até o nível taxonômico de gênero, sendo que a identidade completa de algumas espécies pode ser determinada devido a características marcantes presentes em sua morfologia celular. Durante o período amostrado, foram identificados 36 táxons (entre espécies e gêneros) de microfitoplâncton, sendo 9 táxons de dinoflagelados, 18 táxons de diatomáceas penadas, 18 táxons de diatomáceas cêntricas e um ciliado. A abundância total das células variou espacialmente de forma linear, com maiores valores na região mais interna da Baía ($2,2 \times 10^7$ cél.L⁻¹), próxima ao porto de Paranaguá, e a menor concentração na região da desembocadura ($1,5 \times 10^6$ cél.L⁻¹) (FIGURA 22). O valor médio de abundância total do transecto foi de $7,7 \times 10^6$ cél.L⁻¹, com um desvio padrão de $0,9 \times 10^7$ cél.L⁻¹.

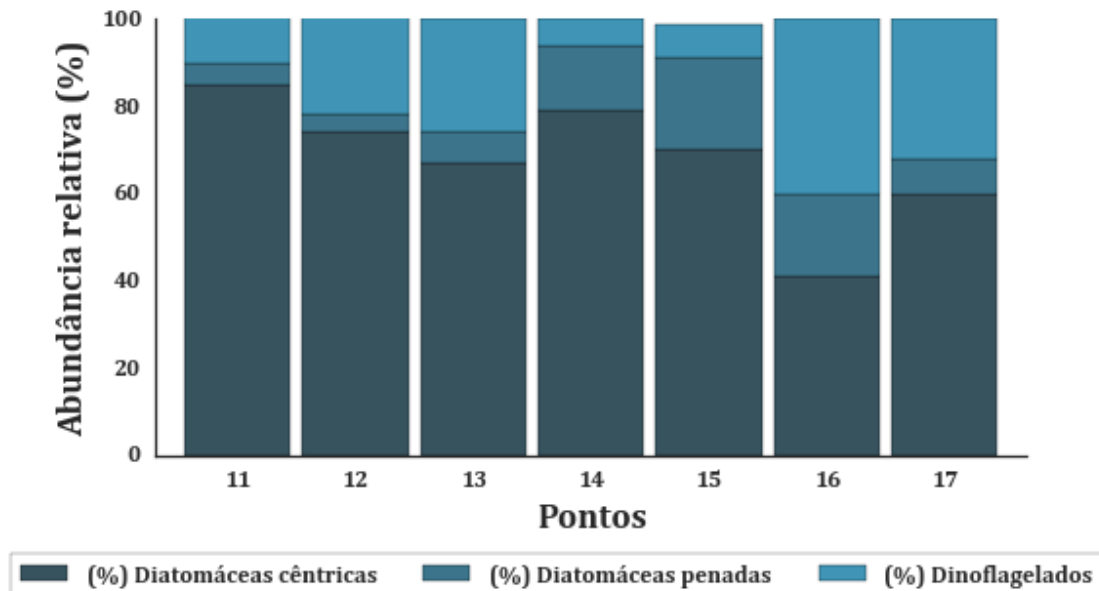
FIGURA 22 – ABUNDÂNCIA TOTAL DO FITOPLÂNCTON AO LONGO DO TRANSECTO LESTE-OESTE DA BAÍA DE PARANAGUÁ.



FONTE: A AUTORA.

A assembleia microfitoplancônica da Baía de Paranaguá foi dominada pelo grupo das diatomáceas cêntricas. Esse grupo representou mais de 70% do total de células ao longo de quase todo transecto analisado, sendo que apenas nos dois pontos mais externos, entre a Ilha da Galheta e a Ilha do Mel (pontos 16 e 17 da Figura 23), sua abundância relativa diminuiu para 41% e 60%, respectivamente. No ponto mais interno da Baía, as diatomáceas cêntricas representaram 85% do total de células. Essa dominância foi se reduzindo conforme os pontos amostrados se aproximaram da desembocadura. No ponto mais próximo à Ilha da Galheta (ponto 16 da Figura 23), os dinoflagelados representaram 40% da abundância total, as diatomáceas cêntricas representaram 41% e as diatomáceas penadas 19% do total, sendo esse o ponto no qual os dinoflagelados tiveram sua maior abundância relativa.

FIGURA 23 – ABUNDÂNCIA RELATIVA DOS GRUPOS FITOPLANCTÔNICOS ATRAVÉS DO TRANSECTO LESTE-OESTE. O PONTO 11 REPRESENTA A REGIÃO MAIS INTERNA DA BAÍA DE PARANAGUÁ E O PONTO 17 O MAIS EXTERNO, NA DESEMBOCADURA, ENTRE A ILHA DA GALHETA E A ILHA DO MEL.

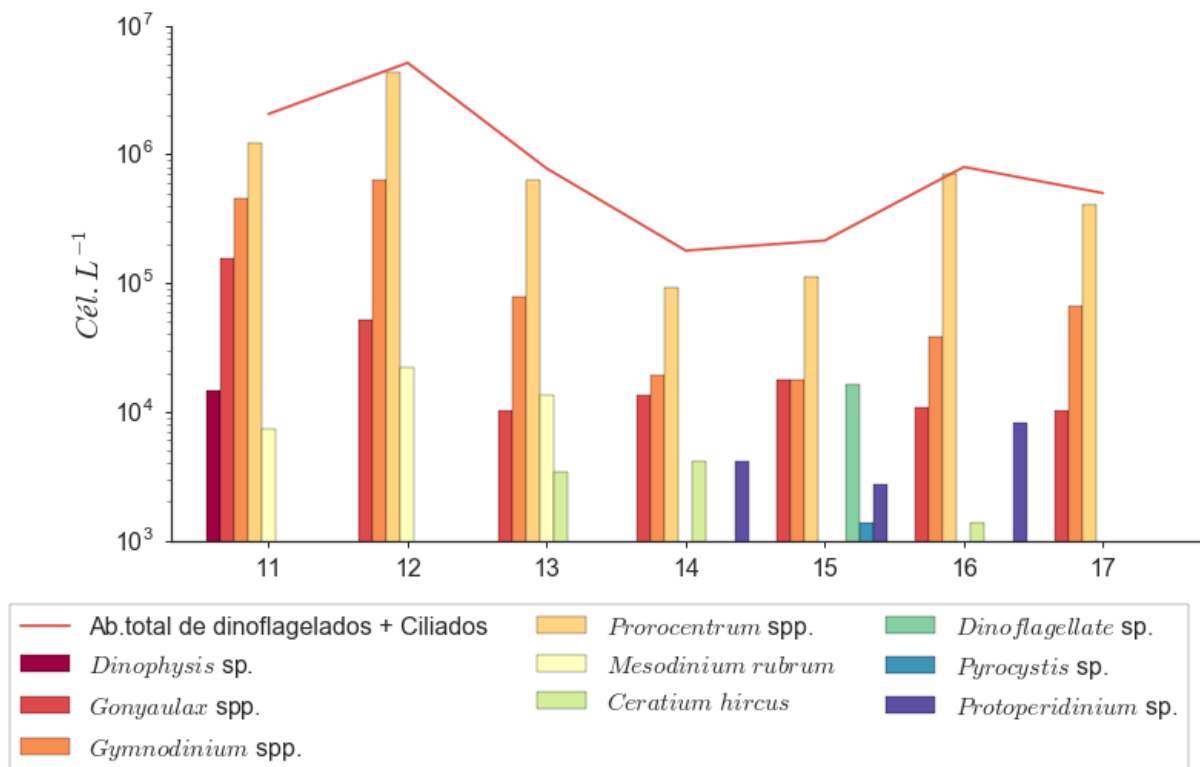


FONTE: A AUTORA.

A abundância média dos dinoflagelados foi de $1,3 \times 10^6$ cél.L⁻¹, com desvio padrão de $1,7 \times 10^6$ cél.L⁻¹. A maior abundância foi observada no ponto próximo ao porto de Paranaguá, com $5,1 \times 10^6$ cél.L⁻¹, e a menor próxima à Ponta Oeste da Ilha do Mel, com $1,7 \times 10^5$ cél.L⁻¹. Dentre os dinoflagelados encontrados, três gêneros ocorreram em todos os pontos amostrados: *Gonyaulax* spp., *Gymnodinium* spp., *Prorocentrum* spp. (FIGURA 24). Além disso, *Protoberidinium* spp. apareceu nos três pontos mais próximos à desembocadura. Algumas espécies desse gênero tipicamente seguem florações de diatomáceas, podendo se alimentar de componentes extracelulares (exudados) das diatomáceas (JACOBSON & ANDERSON, 1986). Assim, no transecto analisado, a presença do dinoflagelado heterotrófico *Protoberidinium* spp. pode ser controlada pela, ou controlar, a abundância de diatomáceas cêntricas. De modo inverso, o ciliado *Mesodinium rubrum* foi observado nos três pontos mais internos da Baía, sendo que a maior abundância ($2,2 \times 10^4$ cél.L⁻¹) foi encontrada na região do porto de Paranaguá (FIGURA 24). Apesar de, graficamente, o *M. rubrum* ter sido agrupado com os dinoflagelados, essa é uma espécie de ciliado fotossintetizante (mixotrófico), que se alimenta de criptofíceas (GUSTAFSON et al., 2000). Eles possuem alta capacidade

fotossintética, podendo ser indicadores de ambientes eutróficos e associados a altas concentrações de clorofila-*a* (CROWFORD, 1989).

FIGURA 24 – DISTRIBUIÇÃO DE DINOFLAGELADOS E CILIADOS (*Mesodinium rubrum*) AO LONGO DO TRANSECTO AMOSTRADO, SENDO O PONTO 11 MAIS INTERNO E O PONTO 17 NA DESEMBOLADURA DA BAÍA DE PARANAGUÁ. A ABUNDÂNCIA TOTAL DO CONJUNTO DE DINOFLAGELADOS + CILIADOS É REPRESENTADA PELA LINHA VERMELHA.



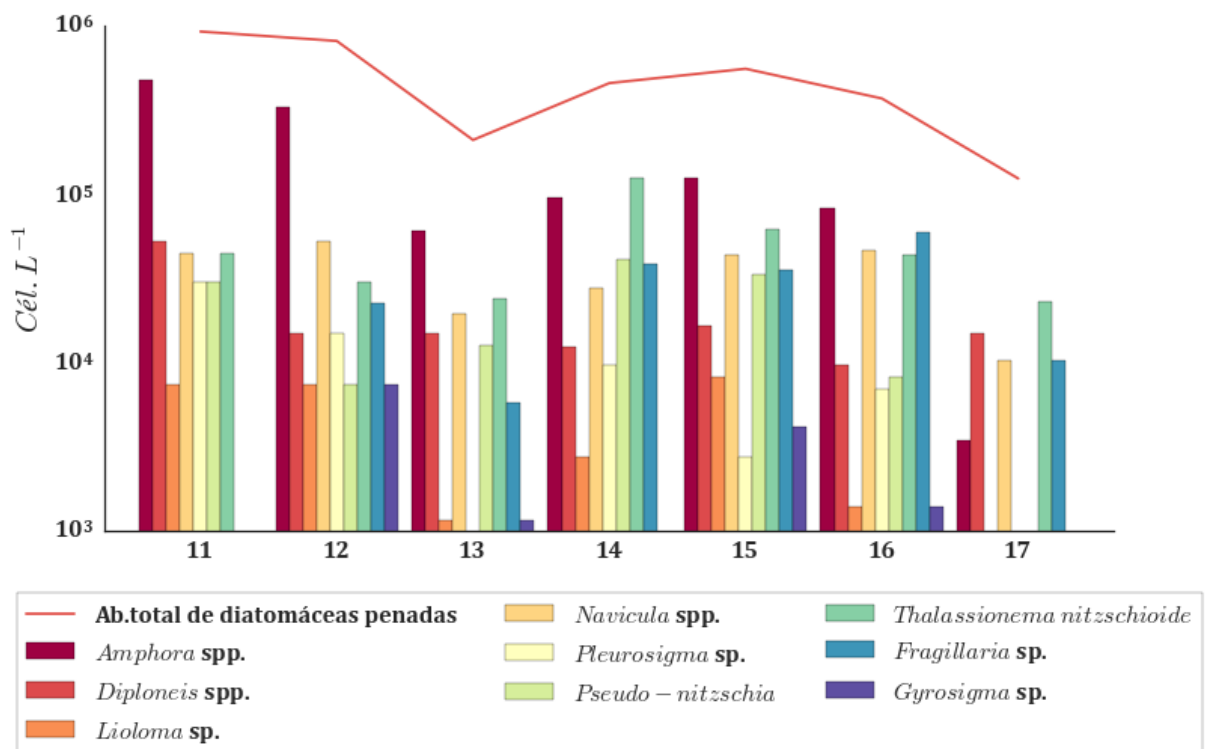
FONTE: A AUTORA.

Os dinoflagelados apresentam intensa mobilidade vertical, de modo que podem apresentar uma distribuição vertical desigual ao longo da coluna d'água. Em ambientes com pouca turbulência e com distanciamento espacial entre a camada rica em nutrientes e a camada com alta incidência de luz, estes organismos são capazes de realizar migrações verticais entre estas duas camadas, aproveitando-se assim dos dois parâmetros para seu desenvolvimento (SMETACEK, 1988). Esta característica apresenta-se como uma vantagem em relação aos outros organismos, pois eles podem nadar em ambientes com baixa turbulência até os nutrientes, quando estes estão em baixa concentração no ambiente (MARGALEF, 1978). Como apenas a água superficial foi

coletada para análise taxonômica, não foi possível identificar esse processo migratório, característico de dinoflagelados.

As diatomáceas foram separadas em dois grupos – cêntricas e penadas – de acordo com sua simetria. A abundância média das diatomáceas penadas foi de $4,8 \times 10^5$ cél.L⁻¹, com desvio padrão de $2,9 \times 10^5$ cél.L⁻¹ (FIGURA 25). Entre os táxons encontrados, quatro ocorreram em todos os pontos: *Amphora* spp., *Diploneis* spp., *Navicula* spp. e *Thalassionema nitzschioides*. A maior abundância de diatomáceas penadas foi encontrada no ponto mais interno da Baía, com $9,1 \times 10^5$ cél.L⁻¹ e a menor na desembocadura, com $1,2 \times 10^5$ cél.L⁻¹. A diatomácea penada *Pseudo-nitzschia* spp., potencialmente produtora de neurotoxinas, ocorreu em seis dos sete pontos amostrados, com abundância média de $1,8 \times 10^4$ cél.L⁻¹.

FIGURA 25 - DISTRIBUIÇÃO DE DIATOMÁCEAS PENADAS AO LONGO DO TRANSECTO AMOSTRADO, SENDO O PONTO 11 MAIS INTERNO E O PONTO 17 NA DESEMBOCADURA DA BAÍA DE PARANAGUÁ. A ABUNDÂNCIA TOTAL DO GRUPO É REPRESENTADA PELA LINHA VERMELHA.

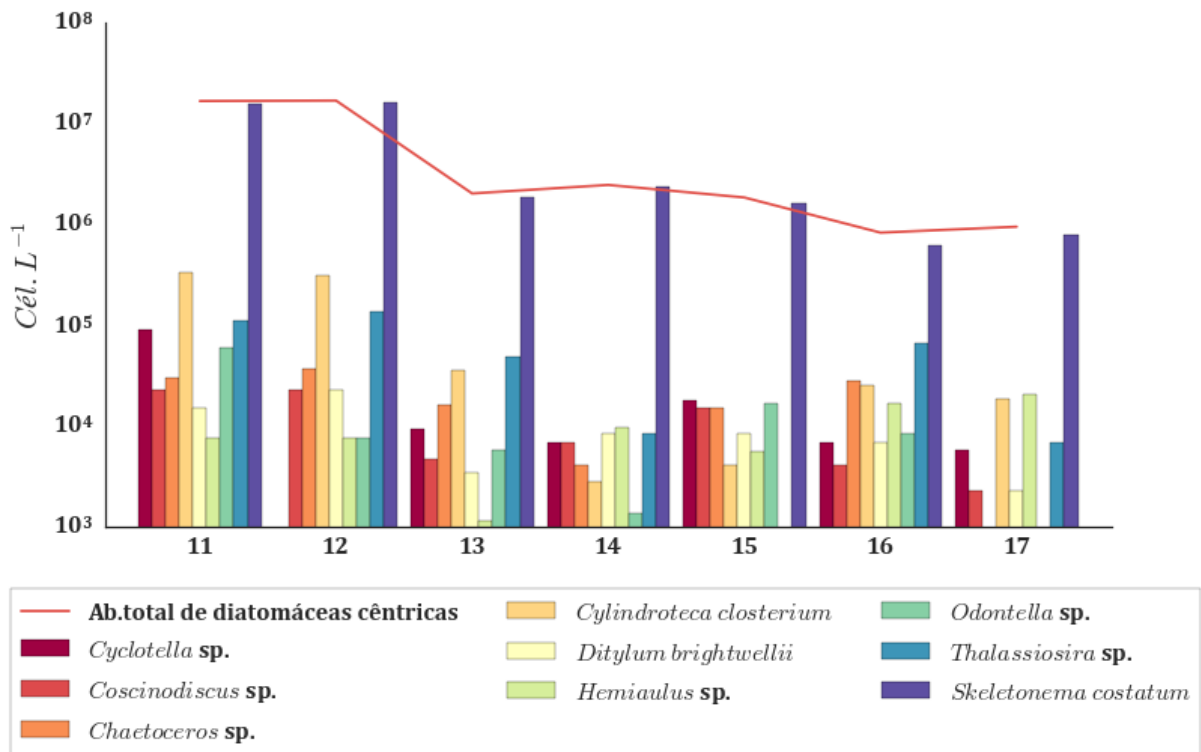


FONTE: A AUTORA.

O grupo composto pelas diatomáceas cêntricas foi o dominante em abundância entre o microfitoplâncton, principalmente devido à ocorrência da floração da espécie *Skeletonema costatum*, comumente encontrada durante o verão na região da Baía de Paranaguá (BRANDINI, 1985a; BRANDINI & THAMM, 1994, MAFRA JUNIOR et al., 2006). Sua ocorrência está relacionada com elevada precipitação e temperaturas (BRANDINI, 1985a), fatores observados durante os dias que antecederam a amostragem. Esta espécie possui uma capacidade de reprodução rápida, característica associada aos fatores climáticos relacionados à sua ocorrência, o que torna as florações dessa espécie um fenômeno recorrente durante o verão na região.

Além de *S. costatum*, outros quatro táxons de diatomáceas cêntricas ocorreram em todo transecto analisado; *Coscinodiscus* sp., *Cylindrotheca closterium*, *Ditylum brightwellii* e *Hemiaulus* sp. (FIGURA 26). A abundância média de diatomáceas cêntricas foi de $5,8 \times 10^6$ cél.L⁻¹, com desvio padrão de $7,3 \times 10^6$ cél.L⁻¹. A maior abundância foi encontrada na região mais interna da Baía, com $1,6 \times 10^7$ cél.L⁻¹, sendo que a quantidade de células diminuiu em direção à desembocadura, onde foi encontrada a menor abundância ($8,1 \times 10^5$ cél.L⁻¹). A espécie formadora de longas cadeias de células, *S. costatum*, foi a principal responsável pelo pico de abundância encontrado durante o dia amostrado para as diatomáceas cêntricas, com valores de densidade celular quase 29 vezes maiores do que o valor médio para diatomáceas penadas.

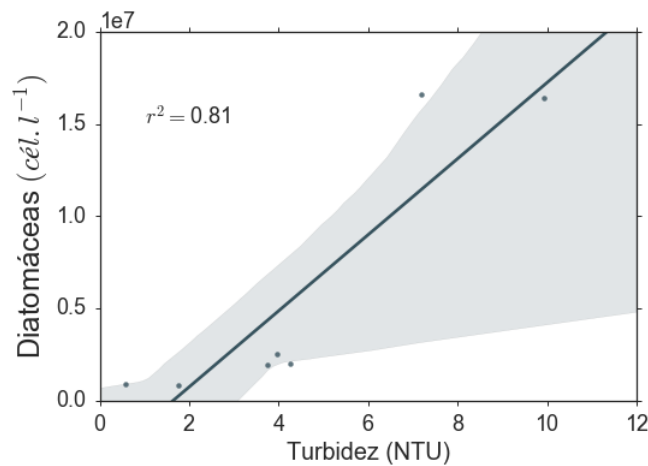
FIGURA 26 - ABUNDÂNCIA DE DIATOMÁCEAS CÊNTRICAS AO LONGO DO TRANSECTO AMOSTRADO, SENDO O PONTO 11 MAIS INTERNO E O PONTO 17 NA DESEMBOLADURA DA BAÍA DE PARANAGUÁ. A ABUNDÂNCIA TOTAL DO GRUPO É REPRESENTADA PELA LINHA VERMELHA.



FONTE: A AUTORA.

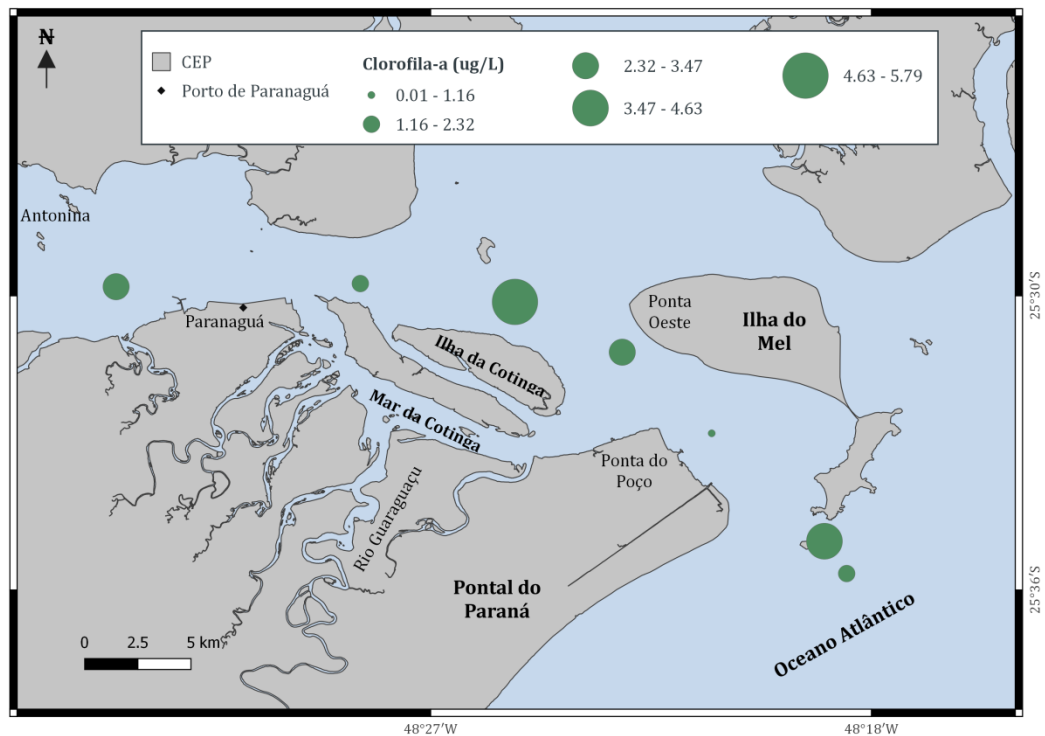
A abundância das diatomáceas apresentou correlação positiva com relação à turbidez, sendo os maiores valores de abundância encontrados nas áreas de maior turbidez (FIGURA 27). Diversos autores afirmam que as diatomáceas são ressuspensas pela turbulência gerada pelos ventos e correntes de maré, sendo esse o grupo microfitoplanctônico normalmente dominante na Baía de Paranaguá (BRANDINI & THAMM, 1994; FERNANDES, 1992; BRANDINI & FERNANDES, 1996).

FIGURA 27 – CORRELAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA DE DIATOMÁCEAS E TURBIDEZ (NTU)



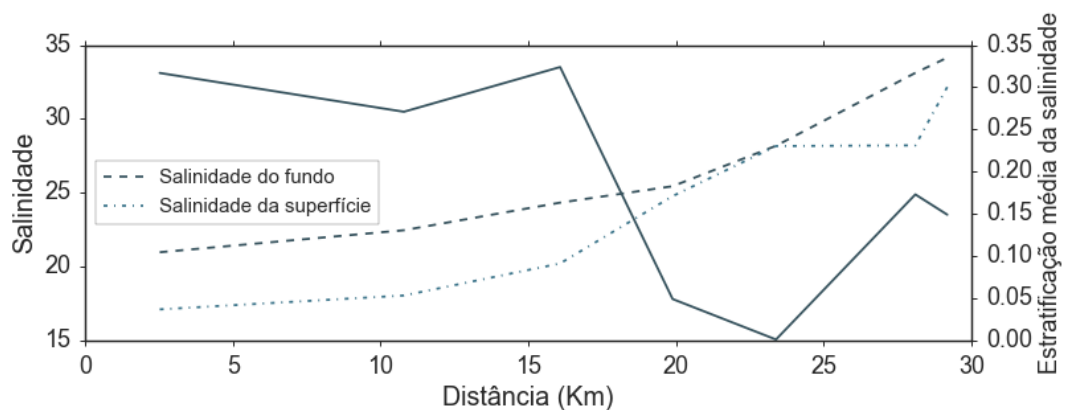
FONTE: A AUTORA.

A concentração de clorofila-*a* se comportou de maneira não linear ao longo do transecto amostrado (FIGURA 28). Sua concentração média foi de 2,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com desvio padrão de 1,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$. O menor valor registrado (0,005 $\mu\text{g.L}^{-1}$) foi mensurado entre a região da Ponta do Poço e Ilha do Mel e o máximo (5,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$) próximo à Ilha da Cotinga. Entretanto, considerando o valor extremamente baixo para uma região costeira, este foi considerado um erro analítico. Como a média de clorofila-*a* para a região em períodos anteriores chegou a valores de $\sim 9.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (MAFRA Jr.; FERNANDES; PROENÇA, 2006), os valores encontrados nesse estudo foram menores do que o esperado para a região. As diferentes formas de vida do fitoplâncton apresentam adaptações ao longo do gradiente de intensidade de turbulência. A turbidez da água pode influenciar negativamente a exposição luminosa, mas positivamente no processo de absorção dos nutrientes, pois a turbidez da água está relacionada com processos dinâmicos convectivos que fazem com que os nutrientes sejam ressuspensos, tornando-os mais biodisponíveis. Rezende (1995) sugere que as forçantes meteorológicas relacionadas a processos de mesoescala são o fator chave que controla a população de fitoplâncton na Baía de Paranaguá. A estratificação salina (FIGURA 29) foi um dos processos observados nesse estudo que pode ter contribuído para a distribuição da concentração de clorofila-*a* ao longo da Baía, já que as maiores concentrações de clorofila-*a* foram encontradas nos pontos onde ocorreu a estratificação mais intensa da coluna d'água.

FIGURA 28 - MAPA COM AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-*a* POR PONTO AMOSTRADO.

FONTE: A AUTORA.

FIGURA 29 – ESTRATIFICAÇÃO SALINA MÉDIA OBSERVADA AO LONGO DO TRANSECTO LESTE-OESTE.



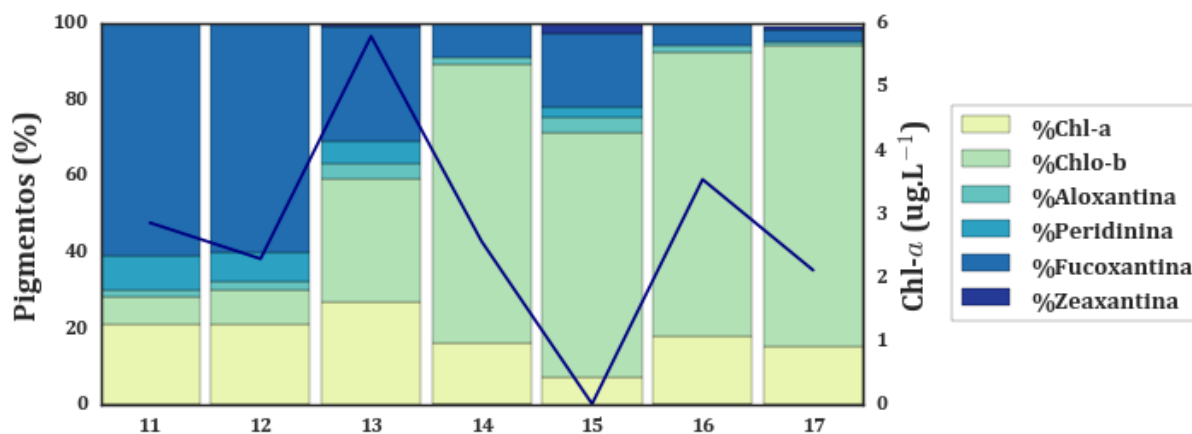
FONTE: A AUTORA.

Durante o estudo, a diatomácea cêntrica *S. costatum* dominou a assembleia fitoplanctônica em número de células. Em geral, as diatomáceas predominam em regiões de maior turbulência e alto teor de nutrientes (GESSNER & SCHRAMM, 1971; SMAYDA, 1980). A turbulência, além de manter células pesadas e imóveis em suspensão, aumenta a interação entre o sedimento e a coluna da água e, nos sedimentos, são encontradas as maiores concentrações de nutrientes (DAY Jr. et al., 1989). A disponibilidade de

nutrientes antes aprisionados no substrato e a ressuspensão de espécies bentônicas (principalmente de diatomáceas) resulta no aumento da biomassa fitoplanctônica quando essa interação é marcante (BERGESCH, ODEBRECH & ABREU, 1995).

Os pigmentos acessórios foram computados sob a forma de concentração relativa, considerando o percentual das áreas ocupadas pelos picos de absorção a 440 nm em relação à área somada para todos os pigmentos em cada ponto amostral. A clorofila-*b* foi o pigmento que ocorreu em maior concentração relativa a partir do ponto próximo à cidade de Paranaguá, seguindo um padrão de aumento gradativo até a desembocadura (FIGURA 30). Sua concentração foi inversamente proporcional à salinidade, com coeficiente de correlação de 0,88 (FIGURA 31-A). Nos dois pontos mais internos amostrados nesse estudo, a fucoxantina apresentou a maior proporção entre todos os pigmentos considerados (FIGURA 30). Sua concentração relativa diminuiu ao longo do transecto, com menores valores encontrados na desembocadura da Baía. Desta forma, a concentração relativa da clorofila-*b* apresentou uma variação espacial inversa à observada para fucoxantina, cuja concentração diminuiu à medida que a salinidade aumentava (FIGURA 31-B). A peridinina foi observada na região mais interna da Baía, e deixou de ser detectada a partir do ponto próximo à Ponta do Poço. Da mesma forma, a aloxantina foi observada em quatro dos sete pontos amostrados, tendo sua ocorrência concentrada apenas na região mais interna, enquanto que a zeaxantina foi o pigmento acessório com menor ocorrência entre os pontos, sendo detectada em apenas três deles, da zona intermediária para a mais externa da Baía (FIGURA 30).

FIGURA 30 – PROPORÇÃO RELATIVA DOS PIGMENTOS ACESSÓRIOS OBSERVADOS (BARRAS) E CONCENTRAÇÃO TOTAL DA CLOROFILA-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (LINHA AZUL).



FONTE: PESQUISA DE CAMPO.

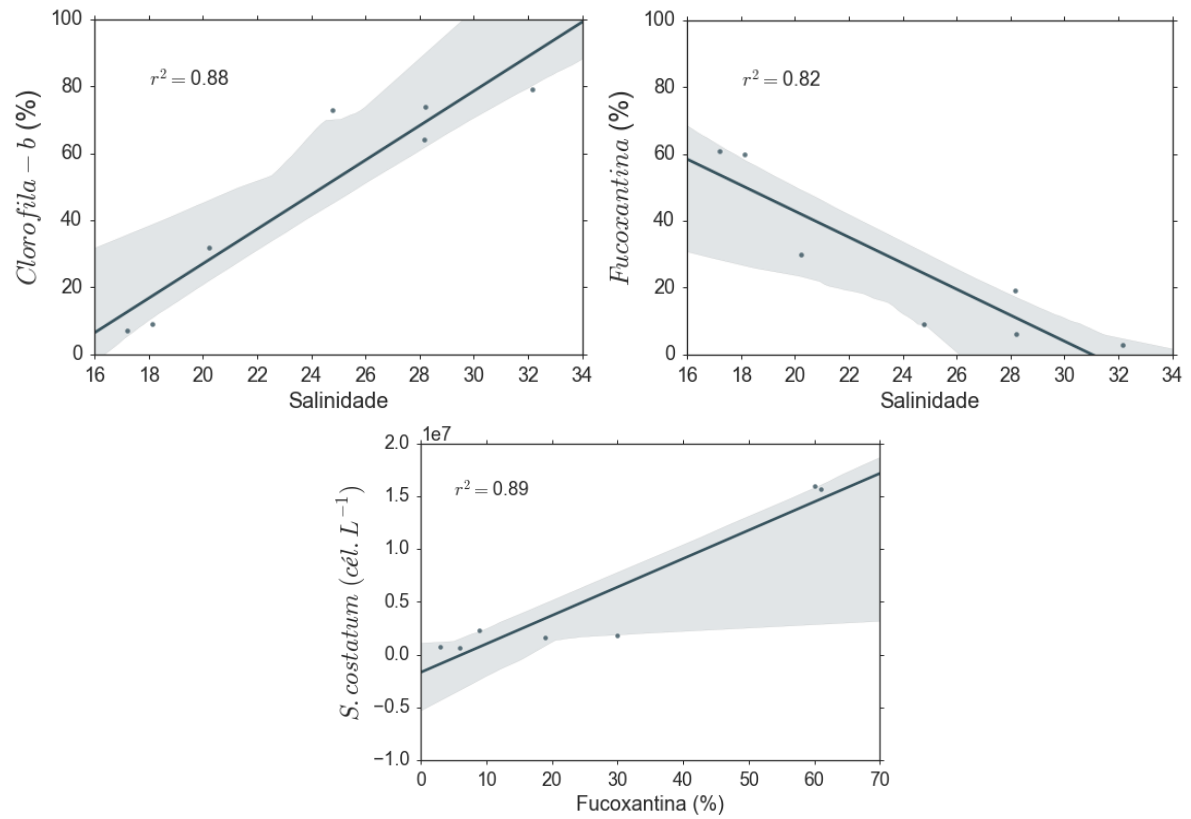
A clorofila-*b* é encontrada em abundância em células de clorofíceas, comumente conhecidas como algas verdes, que são organismos extremamente diversos e podem ser encontrados tanto em água marinha quanto continental (TABELA 3). A fucoxantina é o pigmento acessório mais abundante encontrado nas diatomáceas. Como visto anteriormente, durante o período amostrado, o microfitoplâncton foi dominado pela diatomácea *S. costatum*, o que fez com que a concentração do pigmento fucoxantina aumentasse da mesma forma que a abundância dessa espécie (FIGURA 31-C). Zeaxantina é um pigmento carotenoide não-fotossintético, sendo utilizado pelas células como fotoprotetor. Nesse estudo sua ocorrência se limitou a três pontos do transecto, com proporção relativa menor que 3%. Aloxantina foi observada em todos os pontos, mas também em proporção relativa baixa (máxima de 4%).

TABELA 3: PIGMENTOS ANALISADOS E AS CLASSES DE ALGAS PRODUTORAS CORRESPONDENTES.

PIGMENTOS	CLASSES DE ALGAS PRODUTORAS
Clorofila- <i>a</i>	Biomassa total das algas (incluindo cianobactérias)
Clorofila- <i>b</i>	Clorofíceas
Aloxantina	Criptofíceas
Fucoxantina	Diatomáceas
Peridinina	Parte dos Dinoflagelados autotróficos
Zeaxantina	Cianobactéria

FONTE: ADAPTADO DE GIBB et al., 2001.

FIGURA 31 – CORRELAÇÃO ENTRE (A) CONCENTRAÇÃO RELATIVA DE CLOROFILA-*b* E SALINIDADE, (B) CONCENTRAÇÃO RELATIVA DA FUCOXANTINA E A SALINIDADE E (C) FUCOXANTINA E ABUNDÂNCIA DE *S. costatum*.



FONTE: A AUTORA.

5. CONCLUSÕES

Neste estudo foram analisados e descritos os parâmetros bio-ópticos e os processos que podem influenciar sua distribuição espacial através de um transecto longitudinal na Baía de Paranaguá, durante um episódio de verão.

A salinidade, MPS e fluorescência da clorofila foram controladas principalmente pelo aporte de água doce na Baía de Paranaguá. A distribuição espacial dos componentes bio-ópticos sofreu influência direta da hidrodinâmica da baía e consequentemente da precipitação e do período de maré. O aporte de água dos rios no interior da Baía aumentou a concentração das partículas não algais (a_{NAP}). As regiões com extensas áreas de manguezais favoreceram a ocorrência do CDOM e de altas concentrações de clorofila-*a*, sendo esta intrinsicamente ligada ao padrão de estratificação da salinidade na coluna d'água. A clorofila-*b*, presente em abundância em clorofíceas, apresentou um padrão de distribuição que pode explicar os picos observados na distribuição das concentrações de MPS. A *Skeletonema costatum* foi o microfioplâncton com maior abundância, sendo que ela foi significativamente relacionada com o pigmento acessório Fucoxantina.

Avanços em relação à classificação óptica da baía de Paranaguá foram feitos, contudo ainda há necessidade de um aumento na quantidade de dados *in situ* para melhor representar a variabilidade dos COAs, bem como ampliar a compreensão dos fatores que podem influenciar espacial e temporalmente essas propriedades.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APPA, 2012. **Movimentação de cargas nos portos de Antonina e Paranaguá entre janeiro e maio de 2012**. Disponível em: www.portosdoparana.pr.gov.br/.

BABIN, M.; MOREL, A.; FOURNIER-SIERE, V.; FELL, F.; STRAMSKI, D. Light scattering properties of marine particles in coastal and open ocean waters as related to the particle mass concentration. **Limnology and Oceanography**, v 48, p.843–859, 2003.

BERGESCH, M.; ODEBRECHT, C.; ABREU, P. C. O. Microalgas do estuário da Lagoa dos Patos: interação entre o sedimento e a coluna de água. **Ecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 273-289, 1995.

BERTO, D., GIANI, M., SAVELLI, F., CENTANNI, E., FERRARI, C.R., PAVONI, B. Winter to spring variations of chromophoric dissolved organic matter in a temperate estuary (Po River, northern Adriatic Sea). **Marine Environmental Research**. 70 (1), 73-81, 2010.

BLOUGH, N., DEL VECCHIO, R. Chromophoric DOM in the coastal environment. In: Hansell, D., Carlson, C. (Eds.), **Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter**. Academic Press, Boston, pp. 509e546, 2002

BOSS, E., PEGAU, W.S., ZANEVELD, J.R.V., BARNARD, A.H., 2001. Spatial and temporal variability of absorption by dissolved material at a continental shelf. **Journal of Geophysical Research**. v 106, 9499-9507, 2001.

BRANDINI, F. P. Seasonal succession of the phytoplankton in the bay of Paranagua (Parana state - Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 45, p. 687-694, 1985.

BRANDINI, F. P. Composição e distribuição do fitoplâncton na região Sueste do Brasil e suas relações com as massas de água (Operação Sueste – julho/agosto 1982). **Ciência e Cultura**, v. 40(4):334-341, 1988.

BRANDINI, F. P.; FERNANDES, L. F. Microalgae of the continental shelf off Paraná State, southeastern Brazil: a review of studies. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 44, n. 1, p. 69-80, 1996.

BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M.; GUTSEIT, K. S.; SPACH, H. L. & SASSI, R. **Planctonologia na plataforma continental do Brasil**. Diagnose e revisão bibliográfica. Brasília, Ministério do Meio Ambiente/CIRM/FEMAR. 196p, 1997.

BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. C. Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros ambientais na Baía de Paranaguá. **Nerítica**, v. 8, n. 2, p. 55-72, 1994.

BRICAUD, A.; BABIN, M.; MOREL, A.; CLAUSTRE, H. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterization. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, n. C7, p. 13321–13332, 1995.

CAMARGO, R. **Estudo numérico das circulações atmosférica e oceânica na região da Baía de Paranaguá**. 181 f. Tese (Doutorado) – Instituto Astronômico e Geofísico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

CARDER, K.L.; STEWARD, R.G.; HARVEY, G.R.; ORTNER, P.B. Marine humic and fulvic acids: their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. **Limnology and Oceanography** v. 34, p. 68–81, 1989.

CULLEN, J. J.; FRANKS, P. J. S.; KARL, D. M.; LONGHURST, A. Physical Influences on Marine Ecosystem Dynamics. In: ROBINSON, A. R.; MCCARTHY, J. J.; ROTHCHILD, B. J. (Ed.). **The Sea: Volume 12**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2002. Cap. 8, p. 297-336.

CHEN, Z.; LI, Y.; PAN, J. Distributions of colored dissolved organic matter and dissolved organic carbon in the Pearl River Estuary, China. **Continental Shelf Research**. 24 (16), 1845-1856, 2004.

COBLE, P. G. Marine optical biogeochemistry: the chemistry of ocean color. **Chemistry Review**, v. 107, p. 402–418, 2007.

COBLE, P.; HU, C.; GOULD, R.; CHANG, G. WOOD, M. Colored Dissolved Organic Matter in the Coastal Ocean. **Oceanography Magazine**, v. 17, n. 2, p.50-59, 2004.

DAY JR., J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine ecology**. John Wiley, 1989.

FERREIRA, A.; CIOTTI, Á. M.; FERNANDA, M.; GIANNINI, C. Variability in the light absorption coefficients of phytoplankton, non-algal particles, and colored dissolved organic matter in a subtropical bay (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 139, 127-136, 2014.

FERNANDES, L.F. **Variação sazonal do fitoplâncton e parâmetros hidrográficos em uma estação costeira de Paranaguá (Paraná), Brasil**. 93p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1992.

GIBB, S. W.; CUMMINGS, D. G.; IRIGOIEN, X.; BARLOW, R. G.; FAUZI, R.; MANTOURA, C. Phytoplankton pigment chemotaxonomy of the northeastern Atlantic. **Deep-Sea Research II**, v.48, 795-823, 2001.

GUSTAFSON JR., D.E., STOECKER, D.K., JOHNSON, M.D., VAN HEUKELEM, W.F., SNEIDER, K. Cryptophyte algae are robbed of their organelles by the marine ciliate *Mesodinium rubrum*. **Nature**, 405, 1049–1052, 2000.

INTERNATIONAL OCEAN-COLOUR COORDINATING GROUP (IOCCG). Status and plans for satellite ocean-colour missions: Considerations for complementary missions. In J. Yoder (Ed.), **Reports of the International Ocean-Color Coordinating Group**, nº. 2 Dartmouth, Nova Scotia, 1999.

INTERNATIONAL OCEAN-COLOUR COORDINATING GROUP (IOCCG). Remote sensing of ocean color in coastal, and optically-complex waters. In S. Sathyendranath (Ed.), **Reports of the International Ocean-Color Coordinating Group, nº. 3**. Dartmouth, Nova Scotia, 2000

IBGE, 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. Disponível em: www.ibge.gov.br.

JACOBSON, D.M. & ANDERSON, D.M. Thecate heterotrophic dinoflagellates: Feeding behaviour and mechanisms. **Journal of Phycology**, v. 22, 249-258, 1986.

JEFFREY, S. W.; MANTOURA, R. F. C.; & WRIGHT, S. W. **Phytoplankton pigments in oceanography: Guidelines to modern methods**. Paris: Unesco, 1997.

JERLOV, N. G. **Optical Oceanography, Oceanography Series 5**. Amsterdam: Ed. Elsevier Pub. Co., 1968.

KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. M. O sensoriamento remoto da cor da água. In: SOUZA, R. B. d. (Ed.). **Oceanografia por satélites**. São Paulo: Oficina de Textos, cap. 12, p. 180-196, 2005.

KARENTZ, D.; LUTZE, L. H. Evaluation of biologically harmful ultraviolet radiation in Antarctica with a biological dosimeter designed for aquatic environments. **Limnology and Oceanography**, v 35, 549–561, 1990.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3.ed. Cambridge, England: Cambridge University Press, 2011.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM C. A. Ecological studies in the bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. **Nerítica**, Curitiba, v. 2, p.1-36, 1987.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The Subtropical Estuarine Complex Of Paranaguá Bay, Brazil. P. 131-145. In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. **Ecological Studies**. Springer- Verlag, Berlim, Alemanha, 2001.

LEE, Z. P.; WEIDEMANN, A., KINDLE, J.; ARNONE, R.; CARDER, K. L.; DAVIS, C. Euphotic zone depth: Its derivation and implication to ocean-color remote sensing. **Journal of Geophysical Research**, v. 112, 2007.

MACHADO E.C., DANIEL C.B., BRANDINI N., QUEIROZ R.L.V. Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate suspended matter in Paranaguá Bay, Pr, Brazil. **Nerítica** 11:15–34. 1997.

MACKEY, M. D.; MACKEY, D. J.; HIGGINS, H. W.; WRIGHT, S. W. CHEMTAX, A program for estimating class abundances from chemical markers: Application to HPLC measurements of phytoplankton. **Marine Ecology Progress**, v. 144, 265–283, 1996

MAFRA JR, L.L.; FERNANDES, L.F.; PROENÇA, L.A.O. Harmful algae and toxins in Paranaguá Bay, Brazil: bases for monitoring. **Brazilian Journal of Oceanography**, 54(1/2):107–121, 2006.

MANTOVANELLI, A. **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. 152 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

MANTOVANELLI, A.; MARONE, E.; SILVA, E. T.; LAUTERT, L. F.; KLINGENFUSS, M. S.; PRATA JR, V. P.; NOERNBERG, M. A.; KNOPPERS, B. A.; ÂNGULO, R. J. Combined tidal

velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranagua Bay estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 59, p. 523-537, 2004.

MARGALEF, R. Phytoplankton communities in upwelling areas. The example of NW Africa. **Oecologia aquatica**, v. 3, p. 97-132, 1978.

MARONE, E.; CAMARGO, R. Marés meteorológicas no litoral do estado do Paraná: o evento de agosto de 1993. **Nerítica**, 8(1-2):73-85, 1994.

MARONE, E; GUIMARÃES, M.R.F.; CAMARGO, R.; PRATA JUNIO, V. P.; KLINGEFUSS, M. S. Caracterização física das condições oceanográficas, meteorológicas e costeiras das zonas estuarinas da Baía de Paranaguá. In: **CONGRESSO LATINO – AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR**, 6., Mar del Plata, Argentina. Resumos. p. 129. 1995.

MARONE, E.; MACHADO, E. C.; LOPES, R. M.; DA SILVA, E. T. Land-Ocean Fluxes in the Paranaguá Bay Estuarine System, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, n. 3/4, p. 169-181, 2005.

MARONE, E.; NOERNBERG, M.; LAUTERT, L. F.; SANTOS, I. DOS; FILL, H. D.; BUBA, H.; MARENDIA, A. Medições de correntes e curva vazão-maré na baía de Paranaguã, PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 60-61, p. 55-64, 2007.

McCLAIN, C. R. A decade of satellite ocean color observations. **Annual Review Marine Science**, v.1, p. 19-42, 2009.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo, EDUSP, 2002.

MIZERKOWSKI, B. D.; HESSE, K.-J.; LADWIG, N.; MACHADO, E. C.; ROSA, R.; ARAUJO, T.; KOCH, D. Sources, loads and dispersion of dissolved inorganic nutrients in Paranaguá Bay. **Ocean Dynamics**, v. 62:1409–1424, 2012.

MIZERKOWSKI, B. D.; NOERNBERG, M. A.; MOREIRA, B. M. A bio-óptica marinha na região costeira do Paraná: subsídios para o estudo da cor do oceano. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto** – SBSR, INPE, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

MOREL, A. Y.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 4, p. 709-722, 1977.

NOERNBERG, M.A. **Processos Morfodinâmicos no complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil**: Um estudo a Partir de Dados in situ e LANDSAT – TM. Tese (doutorado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

NOERNBERG, M.A.; LAUTERT, L. F. C.; ARAÚJO, A. D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR, J. P. B.; KRUG, L. A. Remote sensing and GIS integration for modeling the Paranaguá Estuarine Complex -Brazil. **Journal of Coastal Research**, Special Issue v. 39, n. 3, p. 1627-1631, 2006.

NOERNBERG, M. A.; LAUTERT, L. F. C.; ARAÚJO, A. D.; ODRESKY, L. L. Base de dados digital do litoral paranaense em sistema de informações geográficas. **Nerítica**, Curitiba, v.11, 191-195, 1997.

OESTREICH, W. K.; N. K. GANJU, N.K.; POHLMAN, J. W.; SUTTLES, S. E. Colored dissolved organic matter in shallow estuaries: relationships between carbon sources and light attenuation. **Biogeosciences**, v.13, 583–595, 2016.

OMURA, T.; IWATAKI, M.; BORJA, V. M.; TAKAYAMA, H.; FUKUYO, Y. **Marine phytoplankton of Western Pacific**. Kouseisha Kouseikaku, Tokyo, 160 p, 2012.

PAN, X.; MANNINO, A.; RUSS, M. E.; HOOKER, S. B.; HARDING, L. Remote sensing of phytoplankton pigment distribution in the United States northeast coast. **NASA Publications**. Paper 78, 2010.

Paula E. V. de; Cunico C. O. O assoreamento das baías de Antonina e de Paranaguá e a gestão de suas bacias hidrográficas. In: Boldrini E.B., Soares C.R., de Paula E.V. (eds) **Dragagens Portuárias no Brasil – Licenciamento e Monitoramento Ambiental**. Governo do Estado do Paraná, Antonina, pp 154–168, 2007.

PRIEUR, L.; SATHYENDRANATH, S. An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials. **Limnology and Oceanography**, v. 26, n. 4, p. 671-689, 1981.

PROCOPIAK, L. K. **Diatomáceas (Bacillariophyta) em águas de lastro de navios do Porto de Paranaguá, e na Baía de Paranaguá, PR, com ênfase em espécies tóxicas e nocivas**. 224f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

REBELLO, J.; BRANDINI, F. P. Variação temporal de parâmetros hidrográficos e material particulado em suspensão em dois pontos fixos da Baía de Paranaguá (Junho/87-Fevereiro/88). **Nerítica**, Curitiba, v.5, p. 95-111, 1990.

REZENDE, K.R.V. **Dinâmica temporal do fitoplâncton de zona de arrebenção da Praia de Pontal do Sul (Paraná)**. 130 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

ROESLER, C. S.; PERRY, M. J.; CARDER, K. L. Modeling in situ phytoplankton absorption from total absorption spectra in productive inland marine waters. **Limnology and Oceanography**, v. 34, n. 8, p. 1510-1523, 1989;

SINGER, M. B.; DUNNE, T. Modeling the influence of river rehabilitation scenarios on bed material sediment flux in a large river over decadal timescales. **Water Resources Research**, v. 42, W12415, 2006.

SMAYDA, T. J. Phytoplankton species succession. In: MORRIS, J., **The Physiological Ecology of Phytoplankton**. California: University of California Press, 625 p, 1980.

SMETACEK, V. Plankton characteristics. In: POSTMA, H.; ZIJLSTRA, J. J. **Ecosystems of the world**. v. 3. Continental Shelves. Elsevier, Amsterdam, p.93-130, 1988.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. **Limnology and Oceanography**. v. 23, p.247-259, 1978.

STRICKLAND J. D. H., PARSONS T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada** 167, 2nd ed: 71-80. 1972.

TENENBAUM, D. R. **Dinoflagelados e Tintinídeos da região central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira**: guia de identificação. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006.

TORNÉS, E.; PÉREZ, M. C.; DURÁN, C.; SABATER, S. Reservoirs override seasonal variability of phytoplankton communities in a regulated Mediterranean river. **Science of the Total Environment**, v., 475, p.225-233, 2014.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkomrnung ver quantitativen Phytoplankton-Metodic. **Mitt. Int. Verein. Limnol.**, 9: 1-38, 1958.

XIE, H.; AUBRY, C.; BE'LANGER, S.; SONG, G. The dynamics of absorption coefficients of CDOM and particles in the St. Lawrence estuarine system: Biogeochemical and physical implications. **Marine Chemistry**, v. 128-129, p. 44-56, 2012.